



**TURUN
YLIOPISTO**

Matemaattis-luonnontieteellinen
tiedekunta

Naantalin kaupungin niittyverkostanalyysi ja ekologisten yhteyksien tunnistaminen

Veera Tuomola

Maantiede
Pro gradu -tutkielma
Laajuus: 30 op

20.5.2026

Turku

Turun yliopiston laatu järjestelmän mukaisesti tämän julkaisun alkuperäisyys on tarkastettu
Turnitin OriginalityCheck -järjestelmällä.

Pääaine: Maantiede

Tekijä: Veera Tuomola

Otsikko: Naantalin kaupungin niittyverkostoa analyysi ja ekologisten yhteyksien tunnistaminen

Ohjaaja: Niina Käyhkö

Sivumäärä: 63 sivua

Päivämäärä: 20.5.2026

Luonnon monimuotoisuuden heikkeneminen on kasvava maailmanlaajuinen haaste, jonka taustalla keskeisinä tekijöinä ovat maankäytön muutokset ja kaupungistuminen. Muutokset korostuvat erityisesti kaupunkiympäristöissä, joissa luontoalueiden pirstoutuminen heikentää lajien elinolosuhteita. Pelkkä luontoalueiden määrä ei riitä turvaamaan biodiversiteettiä, vaan keskeistä on niiden ekologinen laatu ja kytkeytyneisyys. Suomessa niityt, erityisesti perinnebiotoopit, ovat monimuotoisia elinympäristöjä, mutta niiden määrä on vähentynyt perinteisen maatalouden muutosten seurauksena. Niitylajien säilyttämiseksi niitä tulee tarkastella osana laajempaa ekologista verkostoa, jonka tunnistaminen ja analysointi tukevat maankäytön suunnittelua ja ekologisten yhteyksien turvaamista.

Tässä tutkielmassa tarkastelin Naantalin kaupungin niittyverkoston rakennetta ja kytkeytyneisyyttä sekä sen kehittämismahdollisuuksia. Tutkimus perustui paikkatietopohjaiseen maisemaekologiseen analyysiin, jossa hyödynsin useista eri lähteistä koottuja aineistoja, kuten maankäyttö- ja maanpeiteaineistoja sekä luontokohteita kuvaavia paikkatietoaineistoja. Luokittelin aineistot niittyverkoston ydin- ja tukialueisiin, minkä jälkeen analysoin niiden pinta-aloja, lukumääriä ja alueellista sijoittumista. Ydinalueista muodostin niittykeskittymiä puskurianalyysin avulla ja tarkastelin niiden välistä kytkeytyneisyyttä graafiteoreettiseen lähestymistapaan ja kustannuspintaan perustuvan verkostoa analyysin avulla. Lisäksi arvioin verkoston kehittämismahdollisuuksia tunnistamalla yhteyksien katkoskohtia ja potentiaalisia kehittämisalueita.

Naantalin niittyverkosto muodostuu erilaisista ydin- ja tukialueista, joiden määrä, koko ja sijoittuminen vaihtelevat alueellisesti. Ydinalueet muodostavat verkoston ekologisesti keskeiset niittymäiset elinympäristöt, kun taas tukialueet koostuvat avoimista ja puoliavoimista ympäristöistä, jotka täydentävät verkoston rakennetta ja tukevat kytkeytyneisyyttä. Tutkimuksessa tunnistin useita niittykeskittymiä, joihin sijoittuu suurin osa ydinalueista. Niittyverkosto ei kuitenkaan muodosta yhtenäistä kokonaisuutta, vaan se jakautuu alueellisesti erillisiin keskittymiin, jotka voivat paikoin muodostaa laajempia kokonaisuuksia. Keskittymien välinen kytkeytyneisyys vaihtelee alueittain siten, että osa keskittymistä on hyvin kytkeytyneitä, kun taas osa jää eristyneiksi. Näiden alueiden väliset yhteydet ovat myös paikoin pitkiä ja katkonaisia ja kulkevat pääosin tukialueiden kautta. Tämä korostaa tukialueiden merkitystä, mutta viittaa myös yhteyksien heikkoon toimivuuteen. Yhteyksien tarkastelun perusteella tunnistin verkostossa katkoskohtia, ekologisesti heikompia yhteyksiä sekä kehitettäviä alueita, joiden kautta kytkeytyneisyyttä voidaan parantaa.

Tulokset korostavat niittyjen säilyttämisen, hoidon ja ekologisten yhteyksien vahvistamisen merkitystä. Tutkimus tarjoaa paikkatietopohjaista tietoa luonnon monimuotoisuuden turvaamisen ja maankäytön suunnittelun tueksi ja auttaa tunnistamaan keskeisiä kehittämiskohteita, kuten yhteyksien katkosalueita ja potentiaalisia uusia niittyalueita. Lisäksi tulokset tukevat Naantalin kaupungin ympäristö- ja ilmasto-ohjelman tavoitteita ja tuovat esiin niittyjen merkityksen osana kaupunkialueiden ekologista verkostoa ja lajien elinmahdollisuuksien turvaamista.

Master's thesis

Subject: Geography

Author: Veera Tuomola

Title: Meadow network analysis and identification of ecological connections in the City of Naantali

Supervisor: Niina Käyhkö

Number of pages: 63 pages

Date: 20.5.2026

The decline of biodiversity is a growing global challenge, primarily driven by changes in land use and urbanization. These changes are particularly highlighted in urban environments, where the fragmentation of natural areas weakens species' habitats. The mere amount of natural areas is not sufficient to safeguard biodiversity. The key element is their ecological quality and connectivity. In Finland, meadows are among the most diverse habitats, especially semi-natural grasslands. However, their extent has decreased due to changes in traditional agriculture. To preserve meadow species, they need to be considered as part of a broader ecological network, the identification and analysis of which support land-use planning and the maintenance of ecological connectivity.

In this thesis, I examine the structure and connectivity of the meadow network in the City of Naantali, as well as its development potential. The study is based on a GIS-based landscape ecological analysis using datasets compiled from multiple sources, including land-use and land-cover data and spatial datasets describing natural sites. I classified the data into core and supporting areas of the meadow network and analyzed their size, number, and spatial distribution. I formed meadow clusters from the core areas using buffer analysis and examined their connectivity using network analysis based on a graph-theoretical approach and cost surface analysis. In addition, I assessed the development potential of the network by identifying connectivity gaps and potential development areas.

The meadow network in Naantali consists of several types of core and supporting areas, whose number, size, and spatial distribution vary regionally. Core areas form the ecologically key meadow habitats of the network, while supporting areas consist of open and semi-open environments that complement the network structure and support connectivity. In the study, I identified several meadow clusters that contain most of the core areas. However, the meadow network does not form a coherent whole but is instead divided into regionally separate clusters that may locally form larger entities. Connectivity between clusters varies by region so that some clusters form well-connected systems, while others remain isolated. The connections between clusters are also long and fragmented in places and occur mainly through supporting areas. This highlights the importance of supporting areas but also indicates limited ecological connectivity. Based on the connectivity analysis, I identified connectivity gaps, ecologically weaker connections, and potential development areas through which connectivity can be improved.

The results highlight the importance of preserving, managing and strengthening ecological connectivity in meadows. The study provides spatial information to support biodiversity conservation and land-use planning and helps to identify key development areas, such as connectivity gaps and potential new meadow sites. In addition, the results support the objectives of the City of Naantali's environmental and climate program and emphasize the role of meadows as part of urban ecological networks and in sustaining species' habitats.

Key words: semi-natural grassland, meadow network, landscape ecology, connectivity

Sisällysluettelo

1	Johdanto	6
2	Tutkimuksen teoriatausta	8
2.1	Niityt	8
2.1.1	Niitty käsitteenä ja luokittelu	8
2.1.2	Perinnebiotooppien kehitys ja taantuminen Suomessa	9
2.1.3	Perinnebiotooppien uhanalaisuus ja suojelu	10
2.1.4	Uuselin ympäristöt	12
2.2	Niittyverkosto	13
2.2.1	Ekologinen verkosto käsitteenä ja merkitys	13
2.2.2	Niittyverkosto	15
2.3	Maiseman rakenteelliset ja toiminnalliset piirteet	16
2.3.1	Maisemarakenne	16
2.3.2	Pirstoutuminen	17
2.3.3	Kytkeytyneisyys	18
2.4	Niittyverkostanalyysi	20
2.4.1	Verkostanalyysin periaatteet	20
2.4.2	Soveltaminen niittyihin	20
2.4.3	Ekologisten verkostojen analyysimenetelmät tutkimuksessa	21
3	Aineistot ja menetelmät	23
3.1	Tutkimusalue	23
3.2	Aineistot	24
3.3	Tutkimuksen kokonaisasetelma ja vaiheet	27
3.4	Aineistojen esikäsittely ja ydin- ja tukialueiden tunnistaminen	28
3.5	Maisemarakenteen spatiaalinen analyysi	29
3.6	Kytkeytyneisyysanalyysi	31
3.7	Niittyverkoston kehittämismahdollisuuksien tunnistaminen	32
4	Tulokset	34
4.1	Naantalin niittyverkoston spatiaalinen rakenne	34
4.2	Niittykeskittymät	39
4.3	Niittyverkoston kytkeytyneisyys	40
4.4	Niittyverkoston kehityskohteet	42

4.4.1	Kehitettävät yhteydet ja keskittymät	42
4.4.2	Manner-Naantali	44
4.4.3	Naantalin suuret saaret	46
4.4.4	Saariston niityt	48
5	Tulosten tarkastelu	50
5.1	Naantalin niittyverkosto ja alueelliset kehittämistarpeet	50
5.2	Aineistojen rajoitteet ja menetelmällinen pohdinta	53
	Kiitokset	57
	Lähteet	58

1 Johdanto

Luonnon monimuotoisuus eli biodiversiteetti heikentyy kiihtyvällä vauhdilla maankäytön muutosten, metsäkadon, maatalouden tehostumisen, kaupungistumisen, ilmastomuutoksen ja elinympäristöjen pirstoutumisen seurauksena (Hagen ym. 2012). Näistä erityisesti maankäytön muutokset ovat suurin yksittäinen syy luonnon monimuotoisuuden köyhtymiseen (IPBES 2019). Kaupunkiympäristöissä nämä muutokset korostuvat, jolloin biodiversiteetin heikentyminen voi muodostua merkittäväksi uhaksi, mikäli muutoksiin ei puututa ajoissa. Samaan aikaan kaupunkialueiden merkitys luonnonsuojelussa ja ekosysteemipalveluiden tuottamisessa kasvaa jatkuvasti kaupungistumisen myötä (Norton 2019). Pelkkä viheralueiden määrä ei kuitenkaan riitä turvaamaan luonnon monimuotoisuutta, vaan keskeistä on niiden ekologinen laatu ja kyky ylläpitää lajistoa sekä ekologisia prosesseja (Jalkanen ym. 2026).

Ekosysteemit kaupungeissa ovat usein rakenteeltaan mosaiikkimaisia, ja niiden eri maankäyttömuotojen rajapinnat voivat olla jyrkkiä. Pienelle alueelle voi sijoittua monimuotoinen joukko erilaisia elinympäristölaikkuja (LaPoint ym. 2015). Hajanaisuus altistaa ekosysteemit pirstoutumiselle, mikä voi heikentää niiden ekologisten verkostojen eheyttä sekä ekosysteemipalveluja (Hagen ym. 2012). Ekologiset verkostot ovat keskeisiä luonnon monimuotoisuuden turvaamisessa, sillä ne tarjoavat eliölajeille elinalueita ja mahdollistavat lajien liikkumisen elinympäristölaikkujen välillä (Väre & Krisp 2005). Verkostojen tutkimus on kehittynyt viime vuosina, ja niitä on alettu huomioida osana kaupunkisuunnittelua (LaPoint ym. 2015; Kirk ym. 2023).

Tutkimuksissa tehdyt analyysit voivat tukea suunnittelua parantamalla alueiden välisiä yhteyksiä esimerkiksi kulkuyhteyksiä kehittämällä ja vähemmän arvostettuja alueita hyödyntämällä (Calabrese & Fagan 2004). Tämä perustuu vahvasti maisemaekologiaan, jonka tarkoituksena on edistää malleja ja teorioita tilallisista suhteista, kerätä uutta tietoa maisemien rakenteesta ja muutoksista (Pickett & Cadenasso 1995). Maisemaekologisten menetelmien avulla voidaan tunnistaa ekosysteemipalveluiden kannalta merkittäviä alueita sekä arvioida alueiden välistä ekologista kytkeytyneisyyttä (Turner 1989). Tyypillisiä käytettyjä menetelmiä ovat paikkatietopohjaiset maisemamittarit, puskurianalyysit sekä kustannuspintoihin ja verkostomalleihin perustuvat kytkeytyneisyysanalyysit (Szabó ym. 2012; Tiang ym. 2021).

Luonnon monimuotoisuuden säilyttämisen kannalta merkityksellisiä ovat alueet, joilla esiintyy monipuolisia ja lajistoltaan rikkaita elinympäristöjä. Lisäksi huomiota tulisi kiinnittää erityisesti niihin ympäristöihin, jotka ovat ihmistoiminnan seurauksena harvinaistuneet tai taantuneet

(Pykälä 2001). Esimerkiksi maatalouden perinneympäristöt, kuten laidunniityt ja kedot ovat kaikkein runsaslajisimpia elinympäristöjä (Forss 2024). Ne ovat kuitenkin vähentyneet hyvin merkittävästi viimeisen 50 vuoden aikana (SYKE 2022). Näiden ympäristöjen kartoittaminen ja suojeleminen on avainasemassa, jotta luonnon monimuotoisuus voidaan turvata myös muuttuvassa kaupunkiympäristössä.

Niittyverkostanalyysi tarjoaa keinoja vastata näihin haasteisiin tukemalla alueiden suojelua ja hoitoa sekä kaavoituksen suuntaamista siten, että alueiden ekologista kytkeytyneisyyttä voidaan säilyttää ja vahvistaa. Analyysin avulla voidaan tunnistaa keskeiset niittyjen ydinalueet, niitä tukevat alueet sekä verkoston rakenteelliset puutteet, mikä mahdollistaa ympäristönhoitotoimien kohdentamisen tehokkaammin.

Pro gradu -tutkielmani päätavoitteena on tunnistaa Naantalin niittyverkoston keskeiset alueet, niiden kytkeytyneisyys, ja tuottaa tietoa niittyjen kehittämiseksi, luonnon monimuotoisuuden vahvistamiseksi ja kaupungin ympäristö- ja ilmasto-ohjelman tavoitteiden tukemiseksi. Tavoitteiden saavuttamiseksi hyödynnetään paikkatietopohjaista analyysia, jossa tarkastellaan niittyverkoston rakennetta, kytkeytyneisyyttä ja alueellista jakautumista. Naantali sijoittuu Varsinais-Suomen rannikko- ja saaristoalueelle, jossa perinteinen maankäyttö on jatkunut pitkään (Lehtomaa 2000). Sen seurauksena alueelle on kehittynyt arvokkaita maatalouden perinneympäristöjä. Maankäytön muutokset ovat kuitenkin lisänneet näiden elinympäristöjen pirstoutumista, minkä vuoksi niiden tunnistaminen ja kytkeytyneisyyden turvaaminen ovat keskeistä luonnon monimuotoisuuden kannalta (Ympäristö- ja ilmasto-ohjelma 2024–2030 s.a.). Tutkimuksessa kartoitetaan ydin- ja tukialueiden tunnistamiseen soveltuvat aineistot sekä analysoidaan niiden pohjalta niittyverkoston rakennetta, kytkeytyneisyyttä ja verkoston aukkoja. Lisäksi tarkastellaan mahdollisuuksia luonnon monimuotoisuuden vahvistamiseen kaupunkiympäristössä.

Tutkielmani tutkimuskysymykset:

1. Millaisia niittyalueita Naantalin niittyverkostoon kuuluu ja missä ne sijaitsevat?
2. Kuinka ekologisesti kytkeytynyt Naantalin niittyverkosto on maisemaekologisesta näkökulmasta?
3. Miten niittyverkoston toimivuutta voidaan kehittää maankäytön suunnittelun keinoin luonnon monimuotoisuus ja rakentamispaineet huomioiden?

2 Tutkimuksen teoriatausta

2.1 Niityt

2.1.1 Niitty käsitteenä ja luokittelu

Niityt ovat puuttomia, heinä- ja ruohokasvillisuuden peittämiä maa-alueita, jotka ovat syntyneet joko luonnollisesti tai ihmistoiminnan seurauksena (Jylhänkangas & Esala 2002). Alun perin niityllä on viitattu erityisesti karjatalouden tarpeita varten niitettyihin alueisiin. Määritelmä on kuitenkin ajan myötä muuttunut ja sen merkitys hämärtynyt. Laajimmillaan niityiksi voidaan lukea kaikki ruoho- ja heinävaltaiset kasviyhdykunnat, joita ei muokata vuosittain. Eri niitytyypeille on yhteistä, että ne ovat syntyneet paikoille, joissa metsän kasvu on estynyt. Tämän taustalla voivat olla luonnontekijät, kuten erilaiset häiriöt, tai ihmisen toiminta (Pykälä 2001). Niityt eivät kuitenkaan ole pelkästään maankäytön historiallisia jäänteitä, vaan ne ovat sekä tärkeitä luonnon monimuotoisuuden keskittymiä että osa maatalouskulttuurin perintöä (Karilas ym. 2021).

Niittyjä voidaan tarkastella eri tavoin, kuten niiden syntyvän, maankäytön historian tai kasvillisuuden ominaispiirteiden mukaan (Pykälä 2001). Näiden perusteella niityt voidaan jakaa esimerkiksi alkuniittyihin, perinnebiotooppeihin ja kaupunkiniittyihin (Karilas ym. 2021). Niityjen muotoutuminen tämän jaottelun mukaisesti heijastaa sekä luonnonprosesseja että ihmistoimintaa. Alkuniityt eli alkuperäiset niityt ovat syntyneet luonnonolosuhteiden seurauksena ilman ihmisen vaikutusta. Esimerkiksi tulvat, karu maaperä, tuuli ja muut luonnolliset häiriötekijät ovat mahdollistaneet niiden muodostumisen. Alkuniityt voivat olla joko pysyviä tai satunnaisia (Hæggström ym. 1995). Perinnebiotoopit ovat puolestaan muovautuneet vuosisatojen aikana maatalouden myötä. Niiden syntyyn ovat vaikuttaneet perinteisen maatalouden hoitotoimet, jotka ovat pitäneet alueet avoimina ja estäneet metsittymisen (Pykälä 2001). Kaupunkiniityt edustavat niittyalueita, jotka muodostuvat erilaisista ajallisista kerrostumista. Osa niistä on peräisin varhaisilta ajoilta, ja osa on muotoutunut vasta myöhemmissä vaiheissa. Samalla ne ovat jatkuvassa muutostilassa kaupunkirakenteen paineiden vuoksi (Klemola & Haapaniemi 2012; Karilas ym. 2021).

Ekologisesti tarkasteltuna niityt ovat merkittäviä elinympäristöinä, sillä ne ylläpitävät hyvin monimuotoista kasvi- ja eläinlajistoa (Tiainen ym. 2004). Niityjen lajiston runsauteen vaikuttavat erityisesti niiden avoimuus, niukkaravintainen maaperä sekä säännölliset häiriöt, jotka estävät yksittäisten lajien hallinnan ja ylläpitävät kasvilajien runsasta vaihtelua. Lisäksi niityjen

valoisuus ja lämpöolojen vaihtelu luovat elinympäristöjä monenlaisille eliölajeille, mikä lisää niiden ekologista monimuotoisuutta (Pykälä 2001; Tiainen ym. 2004). Niittyjen kasvilajisto koostuu usein kymmenistä ruoho- ja heinäkasvilajeista, jotka muodostavat perustan laajalle eliöyhteisölle (Jylhänkangas & Esala 2002). Erityisesti pölyttäjät, kuten mehiläiset, kimalaiset ja perhoset, hyötyvät niittyjen runsaasta kukkatarjonnasta, ja monet niittyihin erikoistuneet hyönteiset ovat riippuvaisia juuri näistä elinympäristöistä. Lisäksi niityt tarjoavat elinpaikkoja linnuille, piennisäkkäille ja selkärangattomille, mikä tekee niistä keskeisiä biodiversiteetin säilymisen kannalta (Tiainen ym. 2004). Näin ollen niityt muodostavat tärkeän elinympäristön monille lajeille. Merkittävän monimuotoisuuden lisäksi niityt tuottavat monia ekosysteemipalveluja, kuten rehutuotantoa, eroosion ehkäisyä, hiilen varastointia, vesitalouden säätelyä sekä maisemallista arvoa (Gorris ym. 2025).

2.1.2 Perinnebiotooppien kehitys ja taantuminen Suomessa

Perinnebiotoopit (*semi-natural grasslands*) ovat perinteisen maatalouden ja karjanhoidon muovaamia elinympäristöjä, jotka ovat usein lajistoltaan runsaita ja toimineet joko laidunalueina tai talvirehun tuottajina. Näihin elinympäristöihin kuuluvat esimerkiksi erilaiset niityt, nummet, hakamaat ja metsälaitumet (Hæggström ym. 1995; Pykälä 2001). Ne kuuluvat myös laajempaan perinnemaisemien kokonaisuuteen yhdessä rakennettujen kulttuuriympäristöjen kanssa (Vainio ym. 2001). Suomessa perinnebiotoopeilla on pitkä historia karjatalouden ollessa keskeinen osa maataloutta aina esihistorialliselta ajalta lähtien. Erityisesti Etelä-Suomen vanhoilla asutusalueilla näitä elinympäristöjä on esiintynyt jo tuhansien vuosien ajan (Pykälä 2001). Perinnebiotoopit muodostavat näin erityisen ja historiallisesti tärkeän osan niittyjen monimuotoista kokonaisuutta. Kuitenkin niittyjen määritelmän väljyyden vuoksi vain pieni osa kaikista niityistä on perinteisesti niittämällä tai laiduntamalla hoidettuja perinnebiotooppeja (Vierikko ym. 2014).

Perinnebiotoopit ovat alun perin saaneet alkunsa ihmisten ottaessa alkuperäiset niittymäiset kasvillisuusyhteisöt käyttöönsä. Tämä on ollut pelastus näille alkuperäisille luonnonniityille, sillä ilman ihmistoiminnan ylläpitämää avoimuutta ne olisivat vähitellen kasvaneet umpeen (Hæggström ym. 1995). Näitä alueita hoidettiin yleensä vain niittämällä sekä ajoittain kaatamalla puita ja pensaita. Useimmiten niitto tehtiin vuosittain, mutta joillekin niittytyypeille se toteutettiin joka toinen tai kolmas vuosi. Niitetty kasvillisuus pyrittiin hyödyntämään mahdollisimman tehokkaasti karjan rehuksi, minkä vuoksi niittojätteet kerättiin talteen. Lisäksi kas-

vustoa ei pyritty tehostamaan lannoitteilla, vaan tuotanto perustui kasvien luonnolliseen kasvu-kykyyn (Pykälä 2001). Laidunnus puolestaan mahdollisti myös vaikeasti niitettävien, epätaisaisten tai kivikkoisten alueiden hoidon, sillä karja pystyi hyödyntämään kasvillisuutta paikoissa, joihin niittovälineillä ei päästy (Hæggström ym. 1995). Nämä säännölliset hoitotoimet ylläpitivät niittyjen avoimuutta ja toimivat häiriöinä, jotka estivät umpeenkasvun ja loivat edellytykset perinnebiotoopeille ominaiselle monimuotoiselle lajistolle. Samalla niittyjen kasvillisuusyhteisöt laajenivat, ja niiden lajisto monipuolistui sekä muodosti uusia kasviyhteisöjä. Monet lajit alkoivat sopeutua niittoon ja laidunnukseen, mikä johti niiden leviämiseen ja säilymiseen perinneympäristöissä. Tämän kehityksen seurauksena niityt alkoivat yleistyä, ja niiden pinta-ala kasvoi Suomessa laajimmillaan jopa 1,6 miljoonaan hehtaariin (Huhta 2021).

Väkiluvun kasvaessa maatalous alkoi tehostua, minkä seurauksena perinnebiotooppien määrä väheni ja lajiston monimuotoisuus heikentyi. Tarve tehostaa maataloustuotantoa johti tuotannon koneellistumiseen ja viljelymenetelmien huomattavaan tehostumiseen. Niittyjä alettiin raivata yhä enemmän viljelykäyttöön, väkilannoitteiden käyttö lisääntyi, ja viljely painottui tiettyihin rehukasveihin (Pykälä 2001; Lehtomaa ym. 2018). Myös karjatilojen määrä alkoi vähentyä, minkä seurauksena laiduntaminen väheni merkittävästi (Vainio ym. 2001). Tämä maatalouden rakennemuutos alkoi jo 1880-luvulla ja kiihtyi entisestään sotien jälkeen. Vuosien 1880–1920 aikana niittyjen pinta-ala väheni yli puolella, kun taas peltojen pinta-ala kasvoi jopa yli kaksinkertaiseksi (Pykälä 2001). 1960-luvulta nykypäivään perinnebiotoopeista on hävinnyt jo yli 90 % (SYKE 2022). Suomessa on tällä hetkellä noin 2,4 miljoonaa hehtaaria peltoa sekä 120 000 hehtaaria luonnonniittyjä ja -laitumia, joista vain murto-osa on perinteisessä jatkuvassa käytössä (Huhta 2021).

2.1.3 Perinnebiotooppien uhanalaisuus ja suojelu

Perinnebiotooppien määrän merkittävä väheneminen ja laadun heikkeneminen ovat johtaneet siihen, että ne on luokiteltu uhanalaisiksi (Lehtomaa ym. 2018). Perinnebiotooppien uhanalaistuminen on merkittävää, sillä ne ylläpitävät elinympäristöjä lähes 600 uhanalaiselle, silmälläpidettävälle tai alueellisesti hävinneelle lajille (Lampinen 2020). Suomen uhanalaisuusarvioinnissa perinnebiotoopit jaetaan 12 pääryhmään: nummet, kalliokedot, kedot, tuoreet niityt, kosteat niityt, järven- ja joenrantaniityt, merenrantaniityt, tulvaniityt, suoniityt, lehdesniityt, hakamaat ja metsälaitumet. Näistä 11 on arvioitu koko maassa äärimmäisen uhanalaisiksi ja yksi

erittäin uhanalaiseksi (Lehtomaa ym. 2018). Verrattuna muihin elinympäristöihin perinnebiotooppeja ja muita maaseudun kulttuuriympäristöjä voidaan pitää Suomen toiseksi uhanalaisimpana elinympäristöryhmänä vanhojen luonnonmetsien jälkeen (Lampinen 2020).

Perinnebiotooppien häviämisen ja niihin liittyvän uhanalaistumisen taustalla on useita tekijöitä. Merkittävin on maa- ja metsätalouden rakennemuutos sekä siitä seurannut perinteisten hoitomenetelmien loppuminen (Pykälä 2001). Keskeisiä vaikuttavia muutoksia maataloudessa ovat olleet pellonraivaus, metsittäminen ja umpeenkasvu laidunnuksen ja niiton päätyttyä. Lisäksi uhanalaisuuteen vaikuttavat muun muassa rakentaminen, ojitukset, rehevöityminen, vieraslajit ja ilmastonmuutos (Lehtomaa ym. 2018). Näiden tekijöiden yhteisvaikutus on tehnyt perinnebiotooppien säilymisestä haastavaa, sillä elinympäristöt ovat pienentyneet, heikentyneet ja pirstoutuneet. Tämä on heikentänyt lajien leviämismahdollisuuksia ja populaatioiden välistä kytkeytyneisyyttä.

Perinnebiotooppien tärkeiden luontoarvojen säilyttämiseksi niitä tulee ylläpitää ja suojella. Tavoitteena suojelussa on paitsi uhanalaisten lajien ja geneettisen monimuotoisuuden turvaaminen myös maisemien kauneuden ja kulttuurihistoriallisten arvojen säilyttäminen (Huhta 2021). Yksi tehokkaimmista keinoista estää perinnebiotooppien häviäminen on huolehtia näiden luontotyyppien fyysisestä ylläpidosta, mieluiten jatkamalla entisiä maankäyttötapoja (Hæggström ym. 1995). Hoidon tarve on yksi perinnebiotooppien erityispiirre, sillä niitä ei voida turvata pelkällä suojelulla tai kertaluontoisella kunnostamisella (Kuusela ym. 2022). Tämän vuoksi perinnebiotooppien hoito edellyttää suunnitelmallista yhteistyötä eri toimijoiden välillä, jotta hoitotoimenpiteet voidaan kohdentaa oikein ja turvata niiden jatkuvuus (Forss 2024).

Tällä hetkellä perinnebiotooppien hoito perustuu erilaisiin tukitoimenpiteisiin, kuten maatalouden ympäristökorvausjärjestelmän hoitosopimuksiin. Nämä tuet eivät kuitenkaan riitä kattamaan kaikkia arvokkaita kohteita, minkä vuoksi suuri osa perinnebiotoopeista jää edelleen ilman hoitoa (Lehtomaa ym. 2018). Hoitoon ja kunnostukseen käytettävän rahoituksen tulisi tämän takia olla riittävää ja pitkäjänteistä, jotta perinnebiotooppien säilyminen voitaisiin turvata pitkällä aikavälillä. Toimiva rahoitusjärjestelmä mahdollistaisi esimerkiksi karjatilojen toiminnan jatkuvuuden sekä hoidon kytkeytymisen osaksi maatalouden elinkeinotoimintaa ja luonnon monimuotoisuuden edistämistä (Forss 2024).

Vuonna 2019 tehdyn arvion mukaan Suomessa oli perinnebiotooppeja noin 56 000 hehtaaria (Gummerus-Rautiainen ym. 2021). Vuosina 2016–2022 tehdyssä perinnebiotooppien valtakunnallisessa inventoinnissa on raportoitu, että tällä hetkellä hoidossa on noin 31 500 hehtaaria

arvokkaita perinnebiotooppeja, joista vain noin 40 % voidaan luokitella hyvin hoidetuksi. Tämä alhainen osuus on huolestuttava, sillä hoidon puute johtaa elinympäristöjen nopeaan laadulliseen heikkenemiseen ja uhanalaistumiskehityksen voimistumiseen. Näiden alueiden turvaamiseksi ja lajiston säilyttämiseksi niiden pinta-alaa tulisi kasvattaa huomattavasti ja parantaa hoidon laatua (Forss 2024). Tavoitteena onkin esimerkiksi ympäristöministeriön ja maa- ja metsätalousministeriön Helmi-elinympäristöohjelmassa nostaa hoidettujen perinnebiotooppien määrä 52 000 hehtaariin vuoteen 2030 mennessä (Gummerus-Rautiainen ym. 2021). Perinnebiotooppien lajiston säilyminen edellyttää myös, että alueet muodostavat toisiinsa kytkeytyvän verkoston, jonka kautta lajit voivat siirtyä paikasta toiseen. Nykyisin perinnebiotoopit ovat usein hajallaan, minkä vuoksi on tärkeää tunnistaa alueet, joilla kohteet yhdessä muodostavat toimivan ekologisen kokonaisuuden ja joissa kunnostustoimet voivat vahvistaa verkostoa (Kuusela ym. 2022; Forss 2024).

2.1.4 Uuselinympäristöt

Uuselinympäristöt ovat ihmistoiminnan seurauksena syntyneitä elinympäristöjä, jotka muistuttavat ominaisuuksiltaan ja lajistoltaan luonnonsuojelulain tai luontodirektiivin määrittelemiä luontotyyppieitä. Niihin kuuluvat yleensä joko suoraan tai välillisesti ihmisten aikaansaamat elinympäristöt (Gummerus-Rautiainen ym. 2021). Tällaisia ympäristöjä voivat olla esimerkiksi tien- ja radanpientareet, joutomaat, johtoaukeat, ruderaattialueet, niittymäiset pellot ja muut häiriön kohteeksi joutuneet elinympäristöt (Lampinen 2020; Huhta 2021). Uuselinympäristöt ovat tärkeitä luonnon monimuotoisuuden kannalta, sillä ne voivat tarjota elinympäristöjä sekä uhanalaisille että yleisille lajeille (Gardiner ym. 2018).

Uuselinympäristöille on ominaista, että ne ovat olosuhteiltaan riittävän samankaltaisia luonnollisten elinympäristöjen kanssa. Tällöin niihin sopeutuneet lajit voivat asettua ja menestyä myös niissä (Lampinen 2020). Sopeutumiseen ja lajien leviämiseen vaikuttaa se, että uuselinympäristöt ovat laajalle levinneitä ja muodostavat pitkiä lineaarisia alueita, jotka voivat toimia lajeille leviämiskäytävinä. Myös kasvillisuus säilytetään yleensä alkuvaiheen sukkessiotilassa (Gardiner ym. 2018). Näiden tekijöiden ansiosta ne ovat nousseet merkittäviksi elinalueiksi perinnebiotooppien lajistolle, joka on riippuvainen perinteisesti hoidetuista niitty-ympäristöistä. Uuselinympäristöt voivat toimia väliaikaisina turvapaikkoina niittylajistolle erityisesti silloin, kun lähialueiden perinnebiotooppien ennallistamiseen ei ole vielä käytettävissä resursseja (Huhta 2021). Ne kattavat myös suuremman pinta-alan kuin perinnebiotoopit, ja erityisesti niiden vähetessä uuselinympäristöjen merkitys lajien suojelussa korostuu yhä enemmän (Gardiner

ym. 2018). Pelkkä jäljelle jääneiden niittyjen hoito ei riitä säilyttämään niiden monimuotoisuutta, joten tarvitaan uusia elinpaikkoja ja leviämismahdollisuuksia lajeille, kuten uuselinympäristöjä (Huhta 2021).

Vaikka uuselinympäristöt muistuttavat perinnebiotooppeja avoimuutensa ja häiriöluonteensa osalta, ne eroavat niistä hoitokäytäntöjen ja ravinnetason suhteen tavoilla, jotka heikentävät niiden laatua niittylajien kannalta. Niittojäte jätetään usein maatumaan, mikä estää niittylajien taimettumista ja ylläpitää runsasravinteisia oloja. Lisäksi hoitoon sisältyy käytäntöjä, kuten intensiivinen ylläpito sekä lannoitteiden ja kilpailukykyisten lajien siemenseosten käyttö, jotka rajoittavat lajistoltaan rikkaan niittykasvillisuuden kehittymistä. Näistä syistä uuselinympäristöt tarjoavat usein heikommat elinolosuhteet kuin perinnebiotoopit, ellei niiden hoitoa muuteta niittyjen kaltaisemmaksi (Lampinen 2020). Tällöin uuselinympäristöjen potentiaalia tarkasteltaessa on huomioitava, että ne eivät korvaa perinnebiotooppien luontotyyppejä. Sen sijaan niiden merkitys on siinä, että oikean hoidon avulla ne voivat tukea uhanalaisten lajien säilymistä (Lehtomaa ym. 2018; Forss 2024) ja täydentää niittyjen muodostamaa verkostoa tarjoamalla leviämismahdollisuuksia.

2.2 Niittyverkosto

2.2.1 Ekologinen verkosto käsitteenä ja merkitys

Ekologinen verkosto (*ecological network*) on luonnon ydinalueista ja niiden välisistä ekologisista yhteyksistä muodostuva kokonaisuus. Se tarjoaa elinalueita monille eliölajeille sekä mahdollistaa niiden liikkumisen ja leviämisen uusille sopiville alueille (Väre & Krisp 2005). Ekologisten verkostojen tarkastelu on keskeistä sekä lajien liikkumisen turvaamisessa että vieraslajien torjunnassa (Faehnle 2013). Verkostojen avulla voidaan edistää biodiversiteetin säilymistä ja kehitystä, sillä ne vähentävät elinympäristöjen pirstoutumista ja tukevat erillisten alueiden välistä yhteyttä ja vuorovaikutusta (De Montis ym. 2016).

Ekologisen verkoston toimintaa voidaan tarkastella erilaisten ekologisten teorioiden, kuten metapopulaatioteorian ja saarimaantieteen teorian avulla (Väre & Krisp 2005). Metapopulaatioteorian (*metapopulation theory*) mukaan alueen populaatio koostuu erillisistä paikallispopulaatioista, jotka ovat yhteydessä toisiinsa yksilöiden levittäytymisen kautta (Forman 1995). Elinympäristöjen pirstoutuessa muodostuu useita paikallispopulaatioita, joiden välillä tapahtuu muuttoliikettä, mikäli ne ovat riittävän lähellä toisiaan. Metapopulaatioiden elinvoimaisuuteen

vaikuttaa siis se, että lajille sopivia elinympäristöjä on riittävästi lähellä toisiaan sekä populaatioiden koko (Tiainen ym. 2004). Pienet populaatiot ovat herkemmin vaarassa hävitä, mutta ne voivat myös täydentyä muiden populaatioiden yksilöillä hyvien yhteyksien avulla (Väre & Krisp 2005). Metapopulaatorakenteita esiintyy yleensä pienikokoisilla ja tiettyihin elinympäristöihin sidonnaisilla lajeilla (Tiainen ym. 2004).

Metapopulaation käsite liittyy myös läheisesti saarieliömaantieteen teoriaan (*Island biogeography theory*), joka on yksi keskeisistä teorioista maisemaekologian kehityksessä (Farina 2006). Sen mukaan elinympäristölaikut toimivat samalla tavalla kuin saaret. Pienemmillä ja etäällä sijaitsevilla saarilla on vähemmän lajeja, ja saarten koko ja etäisyys vaikuttavat lajien leviämiseen ja sukupuuton riskiin. Ihmisen aiheuttama maisemien pirstoutuminen luo samanlaisen ilmiön, jossa jäljelle jääneet elinympäristölaikut muodostavat eristyneitä saaria (Turner & Gardner 2015). Teorian avulla on mahdollista laskea ennuste lajien alueelliselle häviämislle, kun elinympäristön määrä vähenee tietyn verran. Ennusteen tekemiseen vaikuttavat kuitenkin aikaviiveet lajien häviämisessä, sillä populaatiot voivat säilyä tilapäisesti elinkelvottomissakin elinympäristöissä sekä elää muissa lajeille soveltuvissa elinympäristöissä (Tiainen ym. 2004). Kumpikin näistä teorioista tukee ekologisen verkoston käsitteen ymmärtämistä siten, että lajien säilyminen ja leviäminen riippuvat laikkujen välisistä yhteyksistä ja elinympäristölaikkujen koosta.

Ekologisten verkostojen elementit voidaan määritellä eri tavoin riippuen tarkastelun mittakaavasta ja tavoitteista. Tarkastelusta riippumatta peruselementteihin kuuluvat ydinalueet, käytävät ja solmukohdat (De Montis ym. 2016; Huang ym. 2021). Ydinalueet ovat pääasiassa luonnonmukaisia alueita, joilla on korkea biodiversiteetti, tai alueita, jotka toimivat keskeisenä elinympäristönä tietyille paikallisille lajeille. Ne voivat olla joko suojeltuja alueita tai alueita ilman varsinaista suojelustatusta, mutta niillä on kuitenkin jokin merkittävä luontoarvo (Keeley ym. 2021). Näitä alueita yhdistävät ekologiset käytävät, jotka parantavat verkoston eheyttä ja yhteyksiä. Ekologisia käytäviä voidaan luokitella eri tavoin, esimerkiksi sen mukaan, ovatko ne yhtenäisiä, mitä tarkoitusta ne palvelevat ja millaisia niiden ominaisuudet, kuten luonnonmukaisuus ja läpäisevyys ovat (De Montis ym. 2016). Erityisesti laajoja laikkuverkostoja yhdistävät käytävät ovat tärkeitä eristyneiden alueiden yhdistämisessä (Hanski 2007). Solmukohdat puolestaan toimivat tärkeinä elinalueina, esimerkiksi ekosysteemien keskittyminä, joissa lajien monimuotoisuus ja ekologiset prosessit ovat keskittyneet (De Montis ym. 2016).

Ekologisten verkostojen ymmärtäminen on olennaista, sillä niiden avulla voidaan selvittää, miten lajien välisten vuorovaikutusten muutokset voivat vaikuttaa koko ekosysteemin toimintaan ja monimuotoisuuteen (Hagen ym. 2012). Tämän myötä luonnonsuojelussa keskitytään nykyisin elinympäristölaikkujen muodostamiin verkostoihin yksittäisten suojelualueiden sijaan (Hanski 2007). Erityisesti elinympäristön pirstoutuminen ja muut häiriöt voivat heikentää verkoston vakautta ja monimuotoisuutta, mikä vaikuttaa lajeihin ja niiden vuorovaikutuksiin pitkällä aikavälillä. Ydinalueet ovat myös tehokkaampia biodiversiteetin säilyttäjiä, jos ne kuuluvat osaksi ekologista verkostoa (Keeley ym. 2021). Näiden tekijöiden vuoksi verkostojen rakentaminen ja kehittäminen on yksi keskeisistä strategioista, jotta voidaan torjua monimuotoisuuden vähenemistä. Esimerkiksi Euroopassa Natura 2000 -verkosto on keskeinen malli, joka ohjaa ekologisten verkostojen suunnittelua ja perustamista (De Montis ym. 2016).

2.2.2 Niittyverkosto

Niittyjen ollessa biodiversiteetiltään monipuolisia ympäristöjä sekä samanaikaisesti uhanalaisia erityisesti maankäytön muutosten vuoksi (Lehtomaa ym. 2018), niiden suojelussa ja hoidossa korostuu verkostojen merkitys. Niittyjen ja niiden lajien muodostaessa ekologistia yhteyksiä ja alueita, ne muodostavat niittyverkoston, joka on osa ekologista verkostoa (Faehnle 2013). Niittyverkostolle käsitteenä ei ole vakiintuneita määritelmiä tai termejä, vaan se on kontekstisidonnainen kokonaisuus, joka perustuu alueen nykyisiin ominaisuuksiin, potentiaaliin sekä siellä esiintyvään lajistoon. Yleistäen se voidaan määritellä laajaksi, pääosin toisiinsa kytkeytyneiden niittyjen ja muiden avoimien elinympäristöjen kokonaisuudeksi, joka muodostaa niittylajistolle tärkeän verkoston (Karilas ym. 2021). Tällaisen verkoston säilyttäminen ja kehittäminen on tärkeää niittylajien pitkäaikaisten elinmahdollisuuksien turvaamiseksi, sillä perinnebiotooppilajiston tulevaisuus on vahvasti riippuvainen säännöllisesti hoidetun verkoston muodostumisesta (Tiainen ym. 2004).

Maatalousmaisemissa niittyverkostot rakennepiirteinä heijastavat alueen kykyä ylläpitää erilaisia kasvi- ja eläinlajeja, jotka voivat olla uhanalaisia tai muuten vaativia ympäristön suhteen (Tiainen ym. 2004). Tässä tutkimuksessa niittyverkostoa tarkastellaan ydin- ja tukialueiden kautta. Ydinalueisiin määritellään niittyjen lajirikkaimmat alueet, kuten perinnebiotoopit, kalliokedot ja muut mahdolliset lajirikkaat ympäristöt. Ydinalueen koko tulee määritellä tapauskohtaisesti, sillä sille ei ole olemassa yksiselitteistä ohjearvoa (Mäkelä & Salo 2024). Tukialue-

eisiin kuuluvat puolestaan niittymäisiä elinympäristöjä sisältävät alueet, joita ei hoideta niittynä, mutta jotka tarjoavat täydentäviä elinympäristöjä niittylajistolle (Karilas ym. 2021). Tällaisia voivat olla esimerkiksi uuselinympäristöt, jotka ylläpitävät niittylajistoa (Forss 2024).

Niittyverkoston kartoittamisessa merkittäviä alueita biodiversiteetin kannalta ovat sekä arvokkaiksi luokitellut ydinalueet että kunnostuskelpoiset alueet. Arvokkaiden kohteiden läheisyydessä sijaitsevien kunnostuskelpoisten alueiden kunnostaminen ja jatkuva hoito voivat merkittävästi lisätä koko perinnemaisema-alueen arvoa. Lisäksi jo hoidossa olevien kohteiden läheisyydessä sijaitsevien kunnostuskelpoisten alueiden hoito on usein käytännössä helpommin järjestettävissä kuin etäällä muista kohteista sijaitsevien alueiden hoito (Forss 2024). Näiden kohteiden hoitaminen voisi täydentää ja vahvistaa verkostoa sekä siten edistää lajistollisen monimuotoisuuden säilymistä.

2.3 Maiseman rakenteelliset ja toiminnalliset piirteet

2.3.1 Maisemarakenne

Maisemaekologiassa maisema on heterogeeninen alue, jota voidaan tarkastella eri spatiaalisilla ja ajallisilla mittakaavoilla (Turner & Gardner 2015). Maiseman keskeisiä ominaisuuksia ovat rakenne, toiminta ja muutos. Rakenne kuvaa ekosysteemien välisiä spatiaalisia suhteita, toiminta niiden välisiä vuorovaikutuksia ja virtoja sekä muutos näiden ajallista vaihtelua. Erityisesti maiseman rakenteen tunnistaminen on tärkeää, jotta voidaan ymmärtää maisemassa tapahtuvia ekologisia prosesseja ja niiden välisiä vuorovaikutuksia (Turner 1989). Rakenne voidaan nähdä muodostuvan matriisissa sijaitsevista laikuista ja niitä yhdistävistä käytävistä, jotka yhdessä muodostavat maisemamosaiikin (Forman & Godron 1981). Tämä mosaiikkimainen kuvio on maanpinnan keskeinen piirre, jonka rakenne, toiminta ja muutos määrittävät ekologisia prosesseja sekä liikkeitä ekosysteemien välillä (Forman 1995). Esimerkiksi elinympäristölaikkujen mosaiikkimainen rakenne luo perustan maiseman ekologisille verkostoille (Szabó ym. 2012). Rakenteen kuvaamista varten käytetään laikku–käytävä–matriisi-mallia, jonka avulla voidaan yksinkertaistaa maisemien analyysiä ja soveltamista (Forman 1995). Mallia hyödynnetään esimerkiksi elinympäristöjen kytkeytyneisyyden ja pirstoutumisen tarkastelussa.

Matriisi (*matrix*) on maisemarakenteen hallitsevin ja kytkeytynein osa, joka ympäröi laikkuja ja käytäviä (Farina 2006). Se määrittyy yleensä maiseman laajimmaksi maankäyttö- tai peittotyyppiksi. Jos maisemassa on useampi pinta-alalta yhtä suuri elementtityyppi, matriisi voidaan määrittää kytkeytyneisyyden eli sen laajuuden ja jatkuvuuden perusteella. Matriisi toimii koko

maisemarakenteen hallitsevana komponenttina, joka sulkee muut elementit sisäänsä ja muokkaa niiden välisiä vuorovaikutuksia (Forman 1995). Laikut (*patches*) ovat alueita, jotka poikkeavat ominaisuuksiltaan ympäröivästä matriisista, esimerkiksi kasvillisuuden, maankäytön tai elinympäristön tyypin suhteen (Turner & Gardner 2015). Ne syntyvät monin eri tavoin, ja niiden syntymekanismit vaikuttavat laikkujen keston, lajikoostumukseen ja dynamiikkaan. Laikkujen syntyyn vaikuttavat muun muassa paikalliset häiriöt, matriisin häiriöt, ihmisten tuomat lajit ja aika (Forman & Godron 1981). Laikut voivat vaihdella kooltaan ja muodoltaan: ne voivat olla suuria tai pieniä, pyöreitä tai pitkulaisia, ja niiden reunat voivat olla joko säännöllisiä tai epäsäännöllisiä. Näillä piirteillä on merkittävä vaikutus laikkujen ekologisiin toimintoihin (Forman 1995). Käytävät (*corridors*) puolestaan toimivat yhdistävinä alueina elinympäristölaikkujen välillä ja mahdollistavat yksilöiden, geenien ja ekologisten prosessien siirtymisen niiden välillä. Niiden tarkoituksena on lieventää elinympäristön häviämisen ja pirstoutumisen vaikutuksia (Turner & Gardner 2015).

Niitty-ympäristöjä voidaan myös tarkastella laikku–käytävä–matriisi-mallin kautta. Formanin ja Godronin (1981) mukaan laikkujen synty voidaan selittää useiden erilaisten mekanismien kautta. Tämän jaottelun perusteella niityt voidaan nähdä pääasiassa ihmisen luomina tai jäännöslaikkuina, joiden säilyminen riippuu häiriö- ja hoitokäytännöistä. Niittylaikkujen välillä uuselin ympäristöt voivat toimia käytävinä ja tarjota lajistolle sekä elinympäristöjä että leviämisyäilyä (Forss 2024). Tyypillisiä käytävarakenteita muodostavat esimerkiksi ojaverkostot, pientareet ja jokien varret (Tiainen ym. 2004). Matriisina voidaan nähdä niittylaikkuja ja käytäviä ympäröivä maisema, joka koostuu esimerkiksi metsistä, pelloista ja rakennetuista alueista ja vaikuttaa niittylaikkujen väliseen kytkeytyneisyyteen.

2.3.2 Pirstoutuminen

Pirstoutuminen (*fragmentation*) tarkoittaa prosessia, jossa yhtenäiset elinympäristöt jakautuvat useiksi pieniksi, toisistaan eristetyiksi laikuiksi. Näiden laikkujen yhteenlaskettu pinta-ala on alkuperäistä pienempi, ja niitä ympäröi matriisi, joka poikkeaa alkuperäisestä elinympäristöstä (Fahrig 2003). Pirstoutuminen on jatkuva prosessi, ja maisemanäkökulmasta tarkasteltuna matriisi ja laikut ovat keskeisiä elementtejä, joiden avulla maisemaa voidaan tarkastella joko pirstoutuneena tai ehjänä. Haittavaikutuksina se muuttaa ekosysteemejä monin tavoin, esimerkiksi heikentää alkuperäislajistoa, edistää vieraslajien leviämistä, voimistaa maaperän eroosiota ja heikentää vesiekosysteemien laatua (Farina 2006). Elinympäristöjen pirstoutuminen voi tapah-

tua sekä luonnollisten että ihmisen aiheuttamien prosessien seurauksena. Pääosin se on kuitenkin seurausta ihmisen toiminnasta, sillä rakentamisen lisääntyminen ja tehostunut maankäyttö pienentävät yhtenäisiä luontoalueita. Alueiden pienenemisen lisäksi pirstoutuminen voi aiheuttaa elinalueiden häviämistä ja niiden eristymistä toisistaan (Väre & Krisp 2005; Hagen ym. 2012).

Maa-ilmalaajuudesta maiseman muokkaaminen ja siitä johtuva elinympäristöjen pirstoutuminen on yksi vakavimmista prosesseista, joka heikentää biodiversiteettiä. Sen vaikutukset ulottuvat lähes kaikkiin eliöryhmiin, kuten lintuihin, nisäkkäisiin, matelijoihin, sammakkoeläimiin, selkärangattomiin ja kasveihin (Farina 2006; Fischer & Lindenmayer 2007). Elinympäristön häviö ja laikkujen eristäytyminen pienentävät elinympäristön kokonaisalaa, vähentävät lajien määrää ja populaatioiden kokoa sekä vaikeuttavat lajien leviämistä ja lisääntymistä. Lisäksi ne heikentävät ekologisia prosesseja, mikä yhdessä vähentää biodiversiteettiä (Fahrig 2003). Laikkujen koon pienentyessä niiden monimuotoisuus köyhtyy usein siten, että erityisesti vaativammat ja kapea-alaisesti elinympäristöönsä sidotut lajit häviävät ensimmäisinä, kun taas yleislajit sopeutuvat muutoksiin paremmin (Farina 2006).

Pirstoutumisella on myös merkittävä vaikutus perinnebiotooppeihin ja niiden monimuotoisuuteen. Jäljellä olevat perinnebiotooppiympäristöt ovat huomattavan pirstoutuneita ja siten eristäytyneitä toisistaan. Keskeisiä syitä tähän ovat maankäytön muutokset, erityisesti perinteisten maatalouden hoitokäytäntöjen loppuminen (Lehtomaa ym. 2018). Tämä vaikuttaa jäljellä oleviin ympäristöihin siten, että niiden lajitiheys todennäköisesti vähenee paikallisten sukupuuttojen ja elinympäristöjen yleislajien leviämisen seurauksena, ja samalla lajien leviäminen vaikeutuu (Eriksson ym. 2002). Pirstoutuminen lisää myös käytännön haasteita perinnebiotooppien hoidossa, sillä pienet ja hajallaan sijaitsevat alueet vaativat paljon aikaa, työvoimaa ja resursseja. Tämä tekee laajamittaisen hoidon vaikeaksi ja voi jopa johtaa alueiden hoitamattomuuteen (Gorris ym. 2025). Jotta voidaan suojella näitä perinnebiotooppeja ja niiden lajistoa, tulisi kiinnittää huomiota enemmän pirstoutumiseen, sen aiheuttamiin seurauksiin sekä ryhtyä toimiin sen ehkäisemiseksi.

2.3.3 Kytkeytyneisyys

Kytkeytyneisyys (*connectivity*) viittaa siihen, missä määrin elinympäristöt ja niiden asuttamat lajiyhteisöt ovat ekologisesti yhteydessä toisiinsa elinympäristökäytävien ja -laikkujen kautta (Fischer & Lindenmayer 2007). Sitä voidaan tarkastella maisemamosaiikin rakenteellisenä

ominaisuutena, ja sitä voidaan myös kartoittaa (Farina 2006). Kytkeytyneisyys on lajien selviytymisen ja elinvoimaisten populaatioiden säilymisen edellytys, sillä se mahdollistaa lajiyksilöiden liikkumisen sekä resurssien, kuten ravinnon, suojapaikkojen ja lisääntymiskumppaneiden, saavuttamisen (Kirk ym. 2023). Se on keskeinen osa ekologista verkostoa, jossa yhteydet eri elinympäristölaikkujen välillä tukevat populaatioiden säilymistä ja ekosysteemin toiminnallista eheyttä.

Kytkeytyneisyys voidaan jakaa kolmeen muotoon: elinympäristökytkeytyneisyys, maisemakytkeytyneisyys ja ekologinen kytkeytyneisyys. Elinympäristökytkeytyneisyys tarkoittaa soveltuvien elinympäristölaikkujen välistä yhteyttä yksittäisen lajin näkökulmasta. Maisemakytkeytyneisyys puolestaan kuvaa ihmisen näkökulmaa kasvillisuuden peittävyuden muodostamien kuvioiden yhteyksistä maisemassa. Ekologinen kytkeytyneisyys viittaa laajemmin ekologisten prosessien jatkuvuuteen eri mittakaavoilla (Fischer & Lindenmayer 2007). Tämän lisäksi kytkeytyneisyys voidaan jakaa rakenteelliseen ja toiminnalliseen tarkasteluun. Rakenteellinen kytkeytyneisyys kuvaa maiseman fyysisiä ominaisuuksia, kuten elinympäristöjen sijaintia, kokoa ja niitä yhdistäviä käytäviä tai esteitä. Se ei huomioi lajikohtaista käyttäytymisvastetta maiseman rakenteeseen, vaan ainoastaan laikkujen välisiä etäisyyksiä (Vierikko ym. 2014). Toiminnallinen kytkeytyneisyys keskittyy eliön näkökulmaan ja tarkastelee, toimiiko maisema sen kannalta yhtenäisenä kokonaisuutena (LaPoint ym. 2015).

Kytkeytyneisyyden edistäminen on noussut maailmanlaajuiseksi luonnonsuojelun painopisteeksi, sillä ihmistoiminnan aiheuttamat muutokset maisemarakenteessa uhkaavat luonnon monimuotoisuutta (LaPoint ym. 2015). Kytkeytyneisyyttä on erityisen tärkeää tarkastella tilanteissa, joissa sopivaa elinympäristöä on niukasti, se on pirstoutunut tai sijaitsee hajallaan laajoilla alueilla. Tällöin se muodostaa tärkeän perustan suojelualueverkostojen suunnittelulle (Minor & Urban 2008). Erityisesti kaupunkialueilla, joissa luonnolliset elinympäristöt pirstoutuvat, kytkeytyneisyyden tarkastelu on keskeistä kaupunkiluonnon säilyttämisen, populaatioiden elinkelpoisuuden ja lajien palautumisen kannalta. Sen mittaaminen ja mallintaminen tukevat suunnittelua ja hallintaa, erityisesti silloin, kun käytössä ovat helposti toistettavat menetelmät (Kirk ym. 2023).

2.4 Niittyverkostanalyysi

2.4.1 Verkostanalyysin periaatteet

Verkostanalyysi (*network analysis*) koostuu joukosta erilaisia menetelmiä, joiden avulla voidaan mallintaa verkostojen toimintaa ja niissä tapahtuvia prosesseja (Curtin 2008). Maisemaekologiassa se tarjoaa työkaluja esimerkiksi kytkeytyneisyyden arviointiin, keskeisten ydinalueiden tunnistamiseen ja niiden välisen liikkumisen mahdollistavien käytävien kartoittamiseen. Verkostojen tunnistamisessa voidaan käyttää erilaisia mallinnusmenetelmiä. Yksi nykyaikaisista tavoista maisemayhteyksien analysointiin on graafiteoria (*graph-theory*), joka on maisemaekologisessa tutkimuksessa suhteellisen uusi, mutta yleistynyt tutkimustapa (Tiang ym. 2021; Minor & Urban 2008).

Graafiteoria on yksi matematiikan osa-alueista, joka tarkoittaa tapaa kuvata ja tutkia asioita ja niiden välisiä yhteyksiä verkostoina. Verkostot koostuvat solmuista (*nodes*) ja niitä yhdistävistä kaarista (*edges*), joiden määrittely ja ominaisuudet riippuvat tutkittavasta ilmiöstä, kuten siitä, kuvataanko rakenteellista, potentiaalista vai toiminnallista kytkeytyneisyyttä. Esimerkiksi jos kuvataan rakenteellista kytkeytyneisyyttä, kaaret voivat sisältää tietoa vain laikkujen fyysisestä läheisyydestä toisiinsa nähden (Curtin 2008; Rayfield ym. 2011). Graafiteorian etuina ovat sen havainnollisuus ja visuaalisuus sekä mahdollisuus tarkastella kytkeytyneisyyttä eri mittakaavoissa niin laikku- kuin maisematasolla paikkatietoon perustuvan analyysin avulla. Lisäksi se on joustava, sillä siinä voidaan hyödyntää lajikohtaisia tietoja, empiirisiä havaintoja ja leviämismalleja. Myös harvinaiset pitkän matkan leviämistapahtumat voidaan ottaa huomioon, mikä mahdollistaa ekologisesti realistisen kuvan elinympäristölaikkujen kytkeytyneisyydestä (Minor & Urban 2008). Laikkujen välisiä etäisyyksiä voidaan mitata joko euklidisina etäisyyksinä tai vähimmän kustannuksen etäisyyksinä, jolloin voidaan huomioda lajien liikkuminen eri ympäristöissä. Etäisyyksiä verrataan lajien levittäytymiskykyyn, jotta voidaan arvioida, muodostuuko laikkujen välille yhteys (Pascual-Hortal & Saura 2006). Näiden etujen myötä graafiteorian käyttö on yleistynyt viime vuosina huomattavasti erityisesti ekologian ja suojelubiologian tutkimuksessa (Rayfield ym. 2011).

2.4.2 Soveltaminen niittyihin

Niittyalueiden suojelemiseksi on tärkeää tunnistaa verkoston rakenteet ja toiminnallisuus, sillä yksittäiset alueet eivät yksinään kykene turvaamaan laajempaa biodiversiteettiä (Forss 2024).

Graafiteorian avulla voidaan esittää elinympäristölaikkujen kytkeytyneisyys elinympäristögraafina, jossa solmut kuvataan niittylaikkaina ja kaaret käytävinä, jotka yhdistävät elinympäristölaikut toisiinsa (Rayfield ym. 2011). Tämä mahdollistaa niittyjen sijainnin, koon ja etäisyyksien huomioimisen ekologisen yhteyden arvioinnissa. Näin voidaan tunnistaa ne niittyalueet, jotka ovat keskeisiä ekologisen yhteyden ylläpitämiseksi, ja kohdentaa niihin hoitotoimenpiteitä.

Analyysissä muuttujat voidaan määritellä sen mukaan, mistä näkökulmasta niittyverkostoa tarkastellaan. Tarkastelu voi perustua esimerkiksi elinympäristölaikkujen etäisyyteen toisistaan tai vaihtoehtoisesti tietyn lajin leviämiskykyyn ja ekologisiin vaatimuksiin. Tämä voidaan tehdä lisäämällä yksinkertaisiin graafimalleihin painotuksia solmuihin ja kaariin sen mukaan, mitä halutaan selvittää. Esimerkiksi solmuille voidaan määritellä painotus, joka kuvaa laikon kokoa, laatua tai lajille soveltuvuutta, ja kaarille painotus, joka kuvaa liikkumiskustannuksia, etäisyyksiä tai leviämisen todennäköisyyttä (Rayfield ym. 2011). Myös mittakaavalla on keskeinen merkitys, sillä laajemmassa mittakaavassa maiseman rakenteen ja yhteyksien yksityiskohtainen kuvaaminen voi olla haastavampaa. Niittyjä tarkasteltaessa myös pelkkien elinympäristöjen pinta-alat voivat selittää merkittävän osan eliölajiston monimuotoisuudesta ja sen vaihtelusta, sillä tärkein alueen lajimäärään vaikuttava tekijä on sopivan elinympäristön määrä (Tiainen ym. 2004).

Niittyverkostanalyysissä voidaan hyödyntää paikkatietoaineistoja, kartoituksia ja erilaisia ekologisia indikaattoreita, kuten niittyjen pinta-alaa, laatua, etäisyyksiä ja lajistollista monimuotoisuutta (Tiainen ym. 2004; Tiang ym. 2021). Näiden pohjalta voidaan tunnistaa ekologisia käytäviä ja askelkiviä sekä arvioida verkoston toimivuutta kokonaisuutena. Näin niittyverkostanalyysi tarjoaa konkreettista tietoa luonnonsuojelun ja maankäytön suunnittelun tueksi.

2.4.3 Ekologisten verkostojen analyysimenetelmät tutkimuksessa

Ekologisten verkostojen tutkimus, jonka tavoitteena on edistää elinympäristöjen kytkeytyneisyyttä ja vähentää pirstoutumista, on muodostunut keskeiseksi osaksi luonnon monimuotoisuutta tukevaa tutkimusta (Rayfield ym. 2011; Huang ym. 2021). Erityisesti kytkeytyneisyyden merkityksen kasvu luonnonsuojelussa ja suojelualueiden suunnittelussa on johtanut kytkeytyneisyysmittareiden laajaan kehittämiseen tutkimuksessa (Turner & Gardner 2015). Tämän seurauksena maisemaekologit ovat suositelleet kytkeytyneisyysanalyysien sisällyttämistä esimerkiksi maankäytön suunnitteluun, suojelusuunnitteluun, ympäristövaikutusten arviointeihin ja seurantajärjestelmiin (Bergsten & Zetterberg 2013).

Nykyinen menetelmällinen kehitys ekologisten verkostojen analyysissä perustuu paikkatietojärjestelmien, kaukokartoituksen ja spatiaalisten mallinnusmenetelmien integraatioon (Yu ym. 2019). Keskeiset lähestymistavat mallintavat lajien liikkumista maisemassa kustannuspintaan perustuvien menetelmien ja graafiteoreettisten verkostojen avulla. Nämä täydentävät toisiaan kuvaamalla sekä yksittäisiä reittejä että koko maiseman kytkeytyneisyyttä ja mahdollistavat sen mittaamisen eri indekseillä (Tiang ym. 2021). Yhdessä nämä menetelmät muodostavat ekologisten verkostojen tutkimuksen keskeisen työkalupaketin.

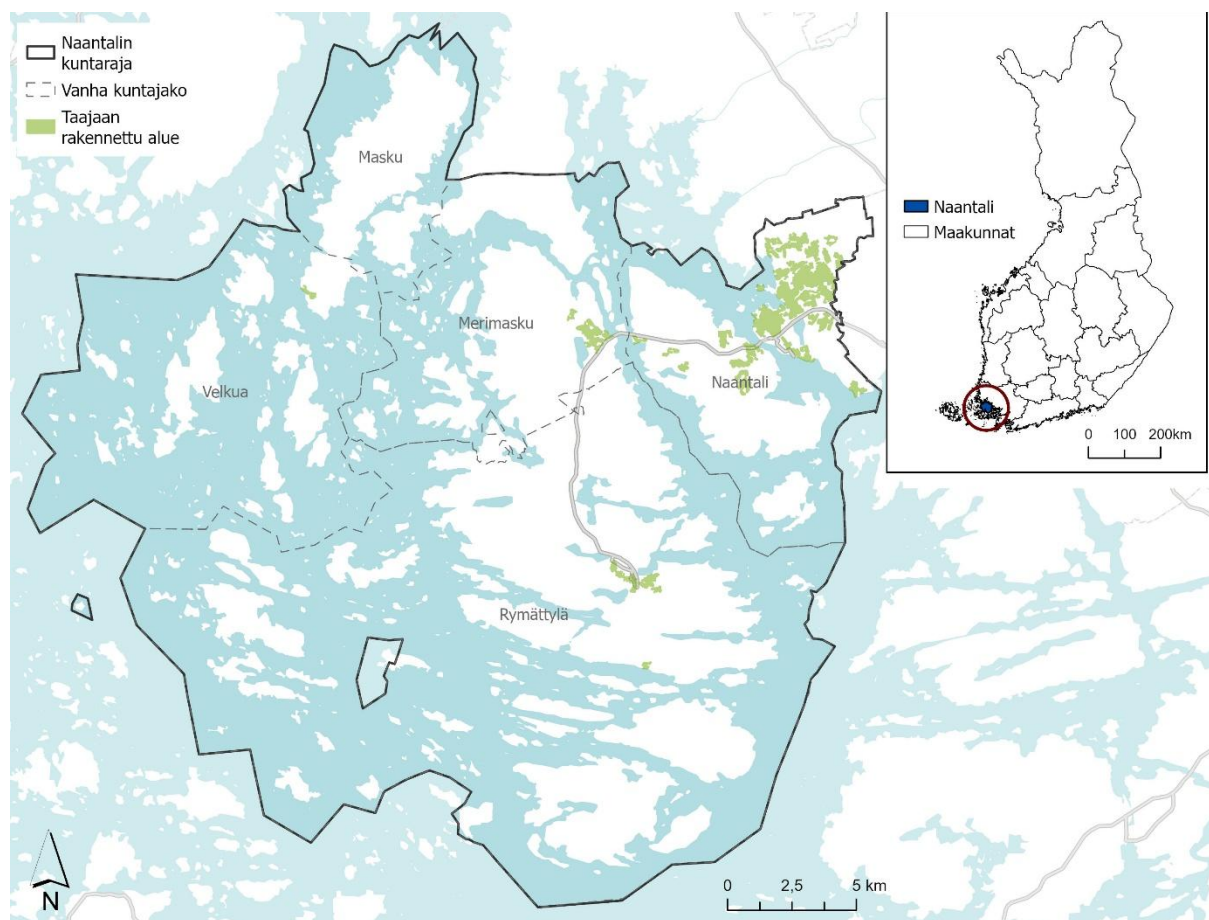
Graafiteoria on viime vuosikymmeninä vakiinnuttanut asemansa keskeisenä analyttisenä viitekehysenä ekologisten verkostojen tutkimuksessa. Tutkimuksissa sitä sovelletaan laajasti eläin- ja kasvilajien sekä muiden ympäristöjärjestelmien verkostoissa rakenteellisen ja toiminnallisen kytkeytyneisyyden tarkasteluun. Erityisesti kasveja tutkittaessa korostuu useammin rakenteellinen lähestymistapa, jossa tarkastellaan elinympäristöjen alueellista rakennetta (Hashemi ym. 2024). Graafiteorian kanssa on usein yhdistetty kustannuspinta-analyysi, joka tunnistaa optimaaliset liikkumisreitit elinympäristöjen välillä kustannuspinnan perusteella. Useissa tutkimuksissa näitä menetelmiä on yhdistetty maiseman kytkeytyneisyyden mallintamiseen, mikä on johtanut laajaan ja merkittävään tutkimuskirjallisuuteen (Tiang ym. 2021).

Ekologisen kytkeytyneisyyden tutkimus kaupunkiympäristöissä on kuitenkin edelleen kehittyvä tutkimusala, jossa on tunnistettu tiedollisia ja metodologisia puutteita (LaPoint ym. 2015). Tämä heijastuu myös maankäytön suunnitteluun, jossa kytkeytyneisyyden systemaattinen huomioiminen on edelleen puutteellista (Bergsten & Zetterberg 2013). Tästä huolimatta verkostanalyysi tarjoaa lupaavan ja käytännössä sovellettavan lähestymistavan, joka voi tukea ekologisten yhteyksien tunnistamista ja huomioimista erityisesti kaupunkialueilla.

3 Aineistot ja menetelmät

3.1 Tutkimusalue

Valitsin tutkimusalueeksi koko Naantalin kaupungin alueen (kuva 1), sillä alueella yhdistyvät saaristo, maatalousympäristöt ja kaupunkirakenne, mikä tekee siitä otollisen kohteen niittyverkon rakenteen ja kytkeytyneisyyden tarkasteluun. Naantalin kaupunki sijaitsee Saaristomeren rannikolla Varsinais-Suomen maakunnassa ja on osa Turun kaupunkiseutua. Naantalin naapurikuntiin kuuluvat Parainen, Masku, Raisio, Taivassalo ja Turku (Kuntaliitto s.a.). Naantalin pinta-ala on 688,24 km², josta 312,59 km² on maapinta-alaa ja 371,80 km² vesialuetta. Alueella on yli 1000 saarta ja noin 1000 kilometriä rantaviivaa, mikä selittää sen, että yli puolet kaupungin pinta-alasta on vesistöä. Saariston muodostavat Rymättylän, Merimaskun, Velkuan ja Livonsaaren alueet. Nämä alueet on liitetty kuntaliitoksilla Naantaliin vuosina 2009 ja 2011. Liitosten myötä Naantalista muodostui saaristokunta, ja kunnan pinta-ala seitsenkertaistui (Saaristo s.a.). Asukkaita kaupungissa vuonna 2024 oli 20 136 (Tilastot, kuntakortti s.a.). Suurin osa väestöstä asuu taajama-alueilla, vuonna 2024 tämä luku oli 86,1 % (Tilastokeskus 2025).



Kuva 1. Tutkimusalue Naantalin kaupunki (Kuntarajat © Maanmittauslaitos 2025 & 2008; Maakunnat © Maanmittauslaitos 2025).

Varsinais-Suomen maisemamaakuntajaossa Naantali kuuluu Lounaisrannikon ja Saaristomeren seutuun. Tälle alueelle on ominaista laaja ja rikkonainen saaristoalue, jossa meri, kallioiset saaret ja suojaiset lahdet muodostavat vyöhykemäisen kokonaisuuden. Luonnonolot vaihtelevat karuista kallio- ja mäntymetsäalueista reheviin lehtoihin. Näillä alueilla perinteinen maankäyttö on myös jatkunut alueellisesti pisimpään (Lehtomaa 2000). Tämän seurauksena Naantalin luonto on monipuolista ja paikoin hyvin arvokasta. Alueella esiintyy muun muassa lehtoja sekä maisemallisesti näyttäviä kallioalueita ja kalliometsiä. Lisäksi kaupungin alueella on säilynyt perinteisiä maaseutuympäristöjä, kuten niittyjä ja laidunalueita, jotka ovat syntyneet historiallisten maatalouskäytäntöjen seurauksena (Ympäristö- ja ilmasto-ohjelma 2024–2030 s.a.). Naantalin arvokas luonto kytkeytyy laajempaan maakunnalliseen kokonaisuuteen, sillä valtakunnallisesti, maakunnallisesti ja paikallisesti arvokkaita luontokohteita on lukumääräisesti eniten juuri Varsinais-Suomessa (Forss 2024).

Naantalin kaupunki pyrkii säilyttämään ja palauttamaan luonnon monimuotoisuutta erilaisten hankkeiden avulla, joihin osallistuvat sekä kaupunki että eri yhteistyötahot, kuten ympäristöjärjestöt (Ympäristö- ja ilmasto-ohjelma 2024–2030 s.a.). Kaupunki on vuodesta 2022 alkaen hoitanut perinnebiotooppeja Luonnonmaalla, Viialassa, Villan tilalla ja Kailon saarella. Kunta-Helmi-hankkeiden rahoittamat toimet, kuten niittäminen ja puuston raivaaminen, vähentävät alueiden ravinteisuutta ja tukevat uhanalaisten lajien elinmahdollisuuksia. Kaupunki on myös laatinut oppaan perinnebiotoopeista, joka edistää ympäristötietoisuutta ja paikallista osallistumista luonnonhoitoon (Kaupungin perinnebiotoopit ja niiden hoito s.a.).

3.2 Aineistot

Tutkimukseni pääaineistona olivat eri lähteistä kerätyt paikkatietoaineistot, jotka koostuvat inventointitiedoista, luontoselvityksistä sekä maanpeite- ja maankäyttöaineistoista sekä luontotiedoista. Hankin aineistot viranomaisten avoimista tietopalveluista hyödyntäen sekä avoimia rajapintoja että tiedostopohjaisia latauspalveluja. Yhdessä nämä aineistot muodostivat perustan niittyverkoston tärkeiden ydin- ja tukialueiden kartoittamiselle, ekologisen kytkeytyneisyyden arvioinnille sekä mahdollisten uuselinympäristöjen tunnistamiselle. Käyttämäni aineistot on esitetty taulukossa 1.

Taulukko 1. Tutkimassa käytetyt aineistot

Aineisto	Tyyppi	Kuvaus	Käytetyt luokat	Lähde
CORINE Land Cover 2018 -maanpeiteaineisto	Rasteri	Suomen maankäyttö ja maanpeiteluokat	Golfkentät, harvapuustoiset alueet sähkölinjojen alla, kalliomaat, sisämaan kosteikot maalla, avosuot	Syke, lisenssi CC BY 4.0
MML maastotietokanta	Vektori	Rakennusten, tieverkon, vesistöjen, maankäyttöluokkien ja muiden maastokohteiden sijainnit.	Hautausmaa, maatalousmaa, niitty, puisto, rautatie	Maanmittauslaitos, lisenssi CC BY 4.0
Perinnebiotoopit	Vektori	Arvokkaiden perinneympäristöjen sijainnit ja rajaukset	Perinnebiotoopit	Metsähallitus, Syke, ELY-keskukset, © Metsähallitus, 2026
Yleiset alueet	Vektori	Viher- ja katualueet sekä niiden käyttötarkoitukset.	A1 arvoniitty, A2 käyttöniitty, A3 maisemaniitty, A4 avoin alue, R4 suoja- ja vaihettumisvihheralue	Naantalin kaupunki, ArcGIS Feature Service -rajapinta
Maatalousmaa 2021	Vektori	Pelto- ja viljelyalueiden sijainnit ja käyttö.	Erityissopimusalat, hakamaat ja luonnonlaitumet, nurmet väh. 5 v.	Syke (perustuu Maanmittauslaitoksen ja Ruokaviraston aineistoihin), lisenssi CC BY 4.0
Naantalin kaupungin inventoimat perinnebiotoopit	Vektori	Inventointiaineistoon perustuvat perinnebiotooppikohteiden rajaukset, digitoitu kartta-aineistosta.	Perinnebiotoopit	Naantalin kaupunki, Naantalin kaupungin perinnebiotooppiopas (PDF)
Naantalin kaupungin luontoselvitykset	Vektori	Luontoselvityksissä tunnistettujen kohteiden rajaukset, digitoitu raportti-aineistosta.	Kalliokedot, niittymäiset elinympäristöt	Naantalin kaupungin kaavoituksen luontoselvitykset (PDF)

CORINE Land Cover 2018 on Suomen ympäristökeskuksen tuottama maanpeiteaineisto, joka kuvaa koko Suomen maankäyttöä ja maanpeitettä vuodelta 2018 (Corine maanpeite 2018). Aineistosta on saatavilla sekä yleistetty vektoriaineisto että tarkempi 20×20 metrin resoluution rasteriaineisto, joista hyödynsin jälkimmäistä tässä tutkimuksessa sen paremman tarkkuuden vuoksi. Valitsin aineiston maanpeiteluokista avoimia ja puoliavoimia ympäristöjä kuvaavia luokkia, jotka kuuluvat niin rakennettuun kuin luonnonmukaiseen ympäristöön.

Maanmittauslaitoksen tuottama maastotietokanta on vektorimuotoinen paikkatietoaineisto, joka kattaa koko Suomen maaston. Aineistoa ylläpidetään jatkuvasti päivittämällä sitä ilmakuvien, keilausaineistojen sekä muiden tiedontuottajien aineistojen perusteella. Aineisto koostuu

piste-, viiva- ja aluetietokohteista (Maastotietokanta 2026). Tässä tutkimuksessa hyödynsin aineistosta erityisesti maankäyttöä ja viheralueita kuvaavia alueluokkia, kuten niittyjä, puistoja, maatalousmaita, hautausmaita ja rautatiealueita.

Perinteisen maatalouden muovaamista alueista sain aineiston Metsähallituksen ylläpitämästä perinnebiotooppiaineistosta. Se on vektorimuotoinen paikkatietoaineisto, joka on koottu SAKTI-järjestelmään (Suojelualueiden kuviotietojärjestelmä) useista eri lähteistä. Aineisto koostuu perinnebiotooppikohteista sekä niiden osa-alueista, jotka kuvaavat kohteiden ekologisesti tai hoidollisesti eriytyneitä osia (Perinnebiotoopit 2025). Sain aineiston tutkimuskäyttöön Metsähallitukselta erillisen aineistopyynnön perusteella, ja sen käytöstä laadittiin käyttösopimus. Aineistosta hyödynsin kaikki perinnebiotooppikohteet, jotka sijoittuvat Naantalın alueelle.

Naantalın kaupungin Yleiset alueet -aineisto on vektorimuotoinen paikkatietoaineisto Naantalın kaupungin karttapalvelusta, joka sisältää tietoa kaupungin viheralueista ja niiden luokituksista. Aineisto perustuu RAMS-luokitukseen, jossa alueet on jaettu eri hoitoluokkiin (Hirvonen 2021). Hyödynsin aineistosta erityisesti niittymäisiä ja avoimia viheralueita kuvaavia luokkia, kuten arvoniittyjä, käyttöniittyjä, maisemaniittyjä, avoimia alueita sekä suoja- ja vaihettumisviheralueita.

Naantalın alueen maatalousmaita kuvaavana aineistona hyödynsin Maatalousmaa 2021 -aineistoa, joka kuvaa maatalouskäytössä olevia alueita vuonna 2021. Aineisto perustuu Ruokaviraston tuottamiin perus- ja kasvulohkoaineistoihin sekä Maanmittauslaitoksen maastotietokantaan (Maatalousmaa 2021). Aineisto sisältää tietoa maatalousalueiden käytöstä sekä tarjoaa peruslohkojen tarkemman maatalousmaan maankäyttöluokituksen. Valitsin aineiston, sillä se mahdollistaa maatalousalueiden erottelun niiden käyttötarkoituksen perusteella. Aineistosta hyödynsin erityisesti luokkia, jotka kuvaavat niittymäisiä tai perinteisen maankäytön muokkaamia elinympäristöjä, kuten erityissopimusalat, hakamaat ja luonnonlaitumet sekä pitkäaikaiset nurmet.

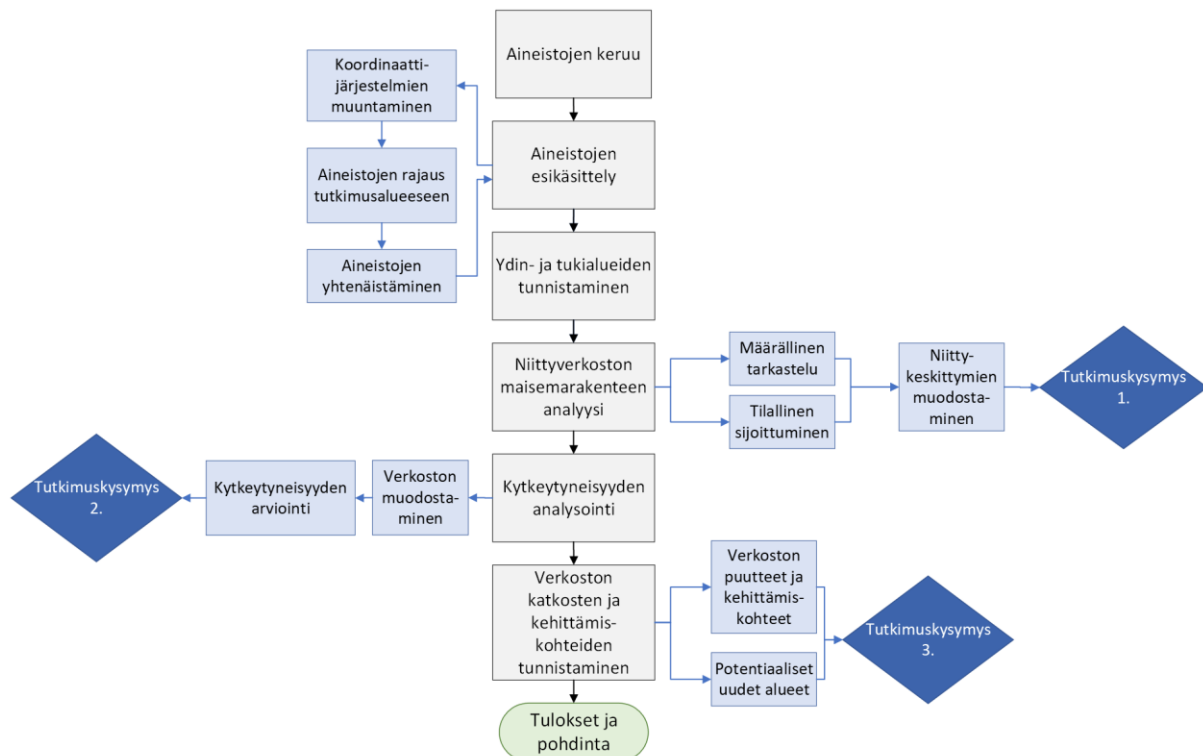
Naantalın kaupungin inventoimat perinnebiotoopit sekä luontoselvityksiin perustuvat kohteet ovat paikkatietoaineistoja, jotka on tuotettu digitoimalla kartta- ja raporttiaineistoista vektorimuotoon. Perinnebiotooppiaineisto perustuu inventointiin ja sisältää kartta-aineistosta digitoituja rajauksia perinnebiotooppikohteista (Naantalın perinnebiotooppiopas 2024). Luontoselvitysaineisto koostuu kaavoituksen yhteydessä laadituista luontoselvityksistä digitoiduista kohteista, kuten kalliokedoista ja niittymäisistä elinympäristöistä. Tässä tutkimuksessa hyödynsin

näitä aineistoja täydentämään muita aineistoja sekä tunnistamaan paikallisesti arvokkaita ja niittymäisiä elinympäristöjä tutkimusalueella.

3.3 Tutkimuksen kokonaisasetelma ja vaiheet

Tutkimuksen menetelmien lähtökohtana on paikkatietopohjainen maisemaekologinen analyysi. Tämän tavoitteena on tunnistaa, luokitella ja arvioida Naantalin kaupungin niittyverkostoa siten, että voidaan ymmärtää niittyjen tilalliset suhteet, ekologiset yhteydet ja heterogeenisuuden vaikutukset (Turner & Gardner 2015). Tarkastelin kytkeytyneisyyttä rakenteellisesta näkökulmasta. Elinympäristöjen kytkeytyneisyyttä on käytännön syistä helpompi tarkastella pinta-alan ja alueiden spatiaalisen jakautumisen perusteella (Kuusela ym. 2022), mikä oli perusteltua myös tässä tutkimuksessa tutkimusalueen laajuuden vuoksi. Rakenteellinen tarkastelu mahdollisti niittyverkoston keskeisten piirteiden, kuten ydin- ja tukialueiden sijainnin sekä niittylaikkujen välisten etäisyyksien, tehokkaan ja vertailukelpoisen arvioinnin ilman lajikohtaisia liikumistietoja. Sen avulla voitiin lisäksi arvioida maiseman monimuotoisuutta elinympäristötyyppien pinta-alojen, niittylaikkujen määrän sekä niiden spatiaalisen jakautumisen perusteella (Tiainen ym. 2004). Tällöin analyysi tuotti tietoa maiseman monimuotoisuuteen liittyvistä rakenteellisista piirteistä.

Analyysi koostuu toisiaan täydentävistä menetelmällisistä kokonaisuuksista, joissa niittyverkostoa tarkastellaan ydin- ja tukialueiden luokittelun, spatiaalisen rakenneanalyysin sekä rakenteellisen kytkeytyneisyyden analyysin kautta. Näiden analyysien perusteella arvioitiin lisäksi niittyverkoston kehittämispotentiaalia tunnistamalla verkoston katkoskohtia ja potentiaalisia uusia keskittymiä. Menetelmien eteneminen on esitetty vuokaaviossa (kuva 2).



Kuva 2. Vuokaavio havainnollistamaan tutkimuksen menetelmiä ja etenemistä.

3.4 Aineistojen esikäsittely ja ydin- ja tukialueiden tunnistaminen

Toteutin tutkimuksen analyysin ArcGIS Pro -paikkatieto-ohjelmistolla. Esikäsittelin aineistot analyysiä varten rajaamalla ne Naantalin kuntarajojen mukaisesti ja muuntamalla ne samaan koordinaattijärjestelmään (ETRS-TM35FIN), jotta eri lähteistä peräisin olevat paikkatietoaineistot olivat keskenään yhteensopivia. Rasterimuotoiset aineistot muunsin vektorimuotoon, jotta niitä voitiin tarkastella yhdessä muiden aineistojen kanssa. Lisäksi tarkistin aineistojen geometrian eheyden sekä mahdolliset topologiset virheet, kuten virheellisesti rajautuneet tai geometrialtaan puutteelliset kohteet.

Luokittelin aineistot niiden ekologisen merkityksen perusteella joko ydinalueisiin tai tukialueisiin. Luokittelu perustui kohteiden luontoarvoihin, maankäyttöluokkaan ja niiden merkitykseen niittyverkoston kannalta. Ydinalueiksi määrittelin aineistoista kohteet, joissa on tunnistettu merkittäviä luontoarvoja ja jotka edustavat niittyverkoston kannalta keskeisiä elinympäristöjä. Näihin sisällytin perinnebiotoopit, arvoniityt ja kalliokedot. Lisäksi ydinalueisiin sisällytin myös muita niittyalueita, joita ei ole luokiteltu arvokohteiksi, mutta jotka voivat toimia elinympäristöinä vähemmän vaateliaalle lajistolle ja sisältävät kehittämispotentiaalia (Karilas ym. 2021). Nämä muut niityt jaoin ominaispiirteidensä perusteella kolmeen luokkaan: maatalous-

ympäristöjen niityt, luonnontilaiset niityt sekä niittymäiset ja avoimet viheralueet. Maatalousympäristöjen niityt muodostin Maatalousmaa 2021 -aineiston luokista erityisympäristösopimusalat ja pitkäaikaiset nurmet. Luonnontilaiset niityt perustuivat maastotietokannan niittylokitukseen. Niittymäiset ja avoimet viheralueet muodostin Yleiset alueet -aineiston luokista käyttöniitty, maisemaniitty ja avoin alue sekä luontoselvityksistä digitoiduista niittyalueista.

Tukialueiksi määrittelin avoimet tai puoliavoimet ympäristöt, joita ei hoideta varsinaisina niityinä, mutta jotka voivat tarjota elinympäristöjä niittylajistolle ja toimia ekologisina yhteyksinä. Näihin luokkiin sisältyivät maastotietokannan maatalousmaa-luokan kohteet sekä rakennetun ympäristön kohteista hautausmaat, puistot ja rautatiealueet. CORINE-aineistosta tukialueisiin valitsin luokat golfkentät, sisämaan kosteikot maalla, avosuot, kalliomaat sekä harvapuustoiset alueet, sähkölinjojen alla. Lisäksi tukialueisiin sisällytin Yleiset alueet -aineiston suoja- ja vaihettumisviheralueet. Nämä alueet voivat sisältää avoimia ja niittymäisiä kasvillisuusalueita, erityisesti reuna- ja siirtymävyöhykkeillä. Tällöin ne voivat toimia niittyverkostossa niin sanottuina askelkivinä ja parantaa alueiden välistä kytkeytyneisyyttä. Nämä valitut luokat jaoin niiden maankäyttötyypinsä mukaisesti rakennettuihin ja luonnonmukaisiin tukialueisiin.

Luokittelun selkeyttämiseksi yhdistin samankaltaisia luokkia, jotta tarkasteltavien luokkien määrä pysyi hallittavana ja kohteita pystyttiin tarkastelemaan yhtenäisin kriteerein. Tämän jälkeen yhdistin samaan luokkaan kuuluvat kohteet yhtenäisiksi kokonaisuuksiksi. Koska aineistot olivat peräisin useista eri lähteistä, niiden välillä esiintyi osittain päällekkäisyyksiä. Tarkistin päällekkäiset kohteet ja käsittelin ne siten, että analyysin kannalta keskeisimmät ydin- ja tukialueet säilyivät ensisijaisina. Esikäsittelyn tuloksena muodostin karttatasot, jotka kuvaavat Naantalin niittyverkoston ydin- ja tukialueita. Näitä karttatasoja käytin lähtöaineistona niittyalueiden sijainnin ja rakenteen tarkastelussa sekä niittyverkoston kytkeytyneisyyden analyysissä.

3.5 Maisemarakenteen spatiaalinen analyysi

Tarkastelin niittyverkoston maisemarakennetta muodostettujen ydin- ja tukialueaineistojen avulla. Maisemarakenteen tarkastelu perustuu siihen, että elinympäristölaikkujen määrä, koko ja tilallinen sijoittuminen kuvaavat maiseman rakennetta ja vaikuttavat ekologisiin prosesseihin sekä elinympäristöjen kytkeytyneisyyteen (Turner 1989; Forman 1995). Tarkastelu perustui maisemaekologiseen laikkumalliin, jossa maisema jäsentyy elinympäristölaikkujen ja niitä ym-

päriävän matriisin kokonaisuutena (Forman & Godron 1981). Tarkastelun tavoitteena oli muodostaa kokonaiskuva tutkimusalueen niitty-ympäristöjen rakenteesta ja niiden tilallisesta jakautumisesta Naantalissa.

Tarkastelin niittyverkoston rakennetta niittylaikkujen pinta-alan, lukumäärän ja sijoittumisen perusteella. Maisema koostuu laikuista matriisissa, ja niiden koko, muoto sekä sijainti ovat keskeisiä rakenteellisia piirteitä (Forman & Godron 1981). Laskin niittylaikkujen pinta-alat Calculate Geometry Attributes -työkalun avulla ja muodostin ydin- ja tukialuetyypeittäin yhteenlasketut pinta-alat sekä lukumäärät Summary Statistics -työkalulla. Näiden tunnuslukujen perusteella vertailin eri niittytyyppien merkitystä tutkimusalueen kokonaisrakenteessa.

Määrällisen tarkastelun lisäksi analysoin ydin- ja tukialueiden tilallista sijoittumista paikkatietopohjaisena visuaalisena tarkasteluna, jossa arvioin kohteiden sijaintia, keskinäisiä etäisyys-suhteita ja keskittyneisyyttä tutkimusalueella. Tarkastelussa kiinnitin huomiota erityisesti siihen, miten ydin- ja tukialueet sijoittuvat tutkimusalueelle ja muodostavatko ne laajempia alueellisia kokonaisuuksia vai esiintyvätkö kohteet hajanaisesti. Tämän tarkastelun avulla tunnistin alueita, joissa niittykohteet keskittyvät tiheämmin, sekä alueita, joissa niittylaikut ovat harvempia ja etäämmällä toisistaan.

Analysoin niittylaikkujen välistä rakenteellista kytkeytyneisyyttä muodostamalla puskurianalyysin avulla niittykeskittymiä. Menetelmä perustui etäisyyskynnykseen, jonka perusteella lähekkäiset laikut tulkittiin rakenteellisesti kytkeytyneiksi (Szabó ym. 2012). Puskurianalyysiä on käytetty vastaavasti elinympäristölaikkujen kytkeytyneisyyden määrittämiseen etäisyyskynnyksen perusteella (Kirk ym. 2023). Määrittelin niittykeskittymän useista toisiaan lähellä sijaitsevista ydinalueista tai yksittäisestä pinta-alaltaan riittävän suuresta ydinalueesta muodostuvaksi kokonaisuudeksi.

Perinnebiotooppien minimikeytyneisyydestä verkostossa tai elinympäristöjen määrästä ei ole tarkkoja arvioita, sillä lajien levittäytymiskyky ja siihen liittyvät leviämisetäisyydet vaihtelevat huomattavasti (Karilas ym. 2021; Kuusela ym. 2022). Koska tässä tutkimuksessa ei tarkastella yksittäistä lajia, valitsin etäisyyskynnykseksi 200 metriä. Valittu etäisyys edustaa lyhyen matkan kytkeytyneisyyttä, ja sen voidaan katsoa tukevan ekologisesti toimivia kokonaisuuksia, sillä lähekkäin sijaitsevat niityt ovat useamman lajin hyödynnettävissä (Karilas ym. 2023). Keskittymässä sijaitsevien niittyjen yhteenlasketuksi minimipinta-alaksi määrittelin 4 hehtaaria. Pinta-alakriteerin tarkoituksena oli rajata analyysi ekologisesti riittävän laajoihin ko-

konaisuuksiin, jotka ovat todennäköisemmin merkityksellisiä lajiston säilymisen ja niittyverkoston toimivuuden kannalta. Laajemmat ydinalueet pystyvät ylläpitämään enemmän luontotyyppejä ja lajeja sekä suurempia lajien populaatioita kuin pienialaiset kohteet (Mäkelä & Salo 2024), minkä vuoksi pinta-alaa voidaan käyttää yhtenä kriteerinä ekologisesti merkittävien konaisuuksien tunnistamisessa.

Muodostin keskittymät luomalla arvokohteiden ympärille 100 metrin puskurit Buffer-työkalulla ja yhdistämällä toisiinsa limittyvät puskurit yhtenäisiksi alueiksi Dissolve-työkalulla. Kahden laikon puskurien limittyminen vastaa näin 200 metrin etäisyyskynnystä. Tämän jälkeen valitsin tarkasteluun ne keskittymät, joissa ydinalueiden yhteenlaskettu pinta-ala oli vähintään 4 hehtaaria. Näitä niittykeskittymiä käytin lähtöaineistona niittyverkoston kytkeytyneisyyden tarkastelussa.

Analyysi tuotti kvantitatiivisen ja spatiaalisen kuvauksen niittyverkoston rakenteesta sekä tunnisti keskeiset ydinalueisiin perustuvat keskittymät. Näin muodostettu rakennekuvaus toimi perustana kytkeytyneisyysanalyysille, jossa tarkastelin keskittymien välisiä yhteyksiä verkostomaisena kokonaisuutena.

3.6 Kytkeytyneisyysanalyysit

Niittyverkoston kytkeytyneisyyden tarkastelun lähtöaineistona käytin rakenteellisen analyysin perusteella muodostettuja niittykeskittymiä, jotka edustavat niittyverkoston keskeisiä ydinalueita. Tarkastelin näiden keskittymien välisiä yhteyksiä verkostomaisena kokonaisuutena.

Analyysi kohdistui keskittymien välisten yhteyksien ja verkoston rakenteen tarkasteluun tutkimusalueella. Tarkastelu perustui graafiteoreettiseen lähestymistapaan, jossa niittykeskittymiä tarkastellaan verkon solmuina ja niiden välisiä yhteyksiä kaarina (Urban & Keitt 2001). Menetelmä mahdollistaa elinympäristölaikkujen välisten yhteyksien rakenteellisen analyysin sekä verkoston kokonaisrakenteen arvioinnin (Minor & Urban 2008). Mallinsin keskittymien väliset yhteydet Optimal Region Connections -työkalulla, joka tuottaa kustannusetaisyyteen perustuvan verkoston alueiden välille. Työkalu määrittää optimaaliset yhteydet siten, että yhteyksien kokonaiskustannus minimoituu ja alueiden välille muodostuu verkostomainen rakenne ekologisesti suotuisimpien elinympäristöjen kautta.

Analyysiä varten laadin kustannuspinnan, joka perustui esikäsittelyvaiheessa muodostettuun luokitteluun ydin- ja tukialueista. Kustannuspinta mahdollisti yhteyksien mallintamisen vähim-

män kustannuksen reitteinä, joissa huomioitiin maiseman heterogeenisuus ja maankäyttöluokien vaihteleva läpäisevyys (Rayfield ym. 2011). Matalan kustannuksen alueet tulkittiin niittyverkoston kannalta ekologisesti suotuisammiksi elinympäristöiksi. Muodostin kustannuspinnan rasteroimalla aineiston käyttäen 10 m resoluutiota ja määrittämällä maankäyttöluokille niiden ekologista läpäisevyyttä kuvaavat kustannusarvot. Asetin kustannusarvot suhteellisina arvoina siten, että ydinalueiden arvokohteille määritin alhaisimman kustannusarvon (1), muille niityille hieman korkeamman arvon (2), tukialueille selvästi korkeamman arvon (10) ja muulle maankäytölle korkean kustannusarvon (50). Vesialueille määritin erittäin korkean kustannusarvon (999), mikä kuvasti niiden toimimista käytännössä esteenä useimpien niittylajien leviämislle. Näin liikkuminen ydinalueiden kautta määrittyi edullisimmaksi, muiden niittyjen kautta lähes yhtä edulliseksi ja tukialueiden kautta mahdolliseksi mutta selvästi rajoittuneemmaksi, kun taas muu maankäyttö muodostaa huomattavan liikkumisesteen. Tällöin muodostettu kustannuspinta ohjasi mallinnettuja yhteyksiä kulkemaan ekologisesti suotuisampien elinympäristöjen kautta. Mallinnettuja yhteyksiä tarkastelemalla tunnistin keskittymien välisiä muita tärkeitä niittyjä sekä tukialueita, jotka tukevat verkoston rakennetta.

Verkoston muodostamisessa huomioin lisäksi niittykeskittymien väliset lähimmät naapuriyhteydet, jolloin verkostoon sisältyi vaihtoehtoisia yhteyksiä sekä keskittymien välille että yksittäisistä arvokohteista keskittymiin. Tarkastelu oli luonteeltaan rakenteellinen, sillä kustannuspinta perustui yleiseen elinympäristöjen luokitteluun eikä lajikohtaisiin liikkumisparametreihin. Muodostettu verkosto kuvasi niittykeskittymien välisiä potentiaalisia kulkureittejä sekä verkoston rakennetta maisematasolla.

3.7 Niittyverkoston kehittämismahdollisuuksien tunnistaminen

Tarkastelin niittyverkoston kehittämismahdollisuuksia kytkeytyneisyysanalyysin perusteella tunnistettujen yhteyksien avulla. Tarkastelu perustui yhteyksien katkoskohtien ja potentiaalisten uusien keskittymien määrittämiseen.

Yhteyksien varrelta tunnistin kehitettävät yhteydet kahden kriteerin perusteella. Etäisyyskriteerin perusteella aukot määrittelin kohdiksi, joissa ydin- tai tukialueita ei esiinny yli 200 metrin matkalla. Etäisyyskynnys perustui tässä tutkimuksessa käytettyyn 200 metrin kytkeytyneisyysrajaan, jolloin tätä pidemmät etäisyydet tulkittiin rakenteellisen kytkeytyneisyyden kannalta katkoksi. Elinympäristökriteerin perusteella tunnistin yhteydet, jotka koostuivat ainoastaan tukialueista ilman ydinalueita pidemmällä etäisyydellä. Molemmat kriteerit kuvasivat yhteyksiä, jotka heikentävät verkoston rakenteellista kytkeytyneisyyttä, sillä suuret etäisyydet ja heikosti

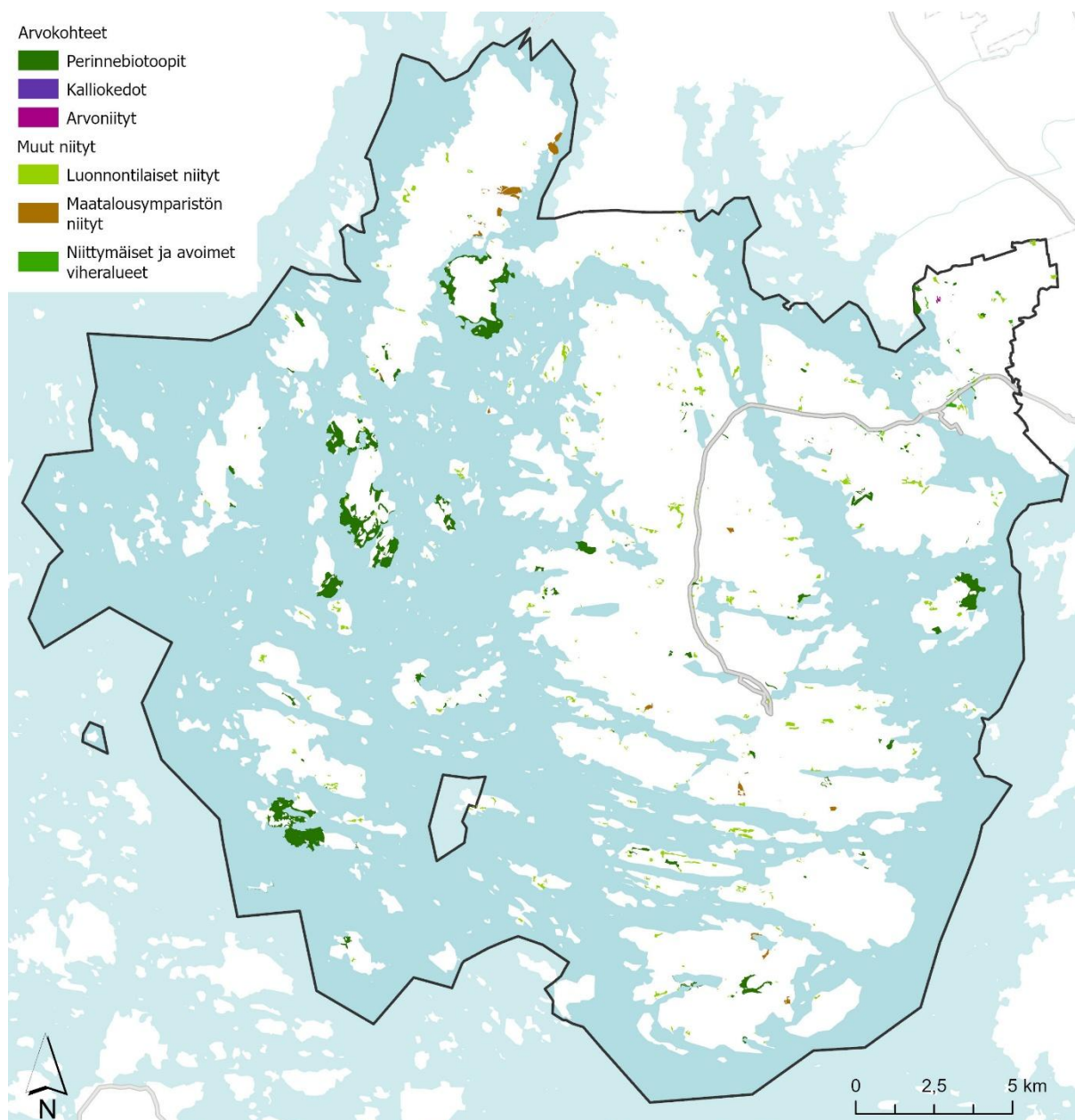
läpäisevät elinympäristöt vähentävät elinympäristölaikkujen välistä yhteyttä (LaPoint ym. 2015). Näiden perusteella määritin verkoston kehittämistä edellyttävät yhteydet, paikansin ne ja visualisoin kartalle. Karttatarkastelun avulla analysoin niiden sijaintia suhteessa ydin- ja tukialueiden sekä niittykeskittymien sijoittumiseen. Tarkastelussa kiinnitin huomiota erityisesti siihen, sijoittuvatko katkokohdat tai tukialueisiin perustuvat yhteydet keskittymien välille tai keskittymien ja yksittäisten ydinalueiden välille.

Lisäksi tunnistin kehitettävät niittykeskittymät aiemmin muodostettujen puskurianalyysiin perustuvien keskittymien avulla. Valitsin tarkasteluun keskittymät, jotka eivät täyttäneet asetettua pinta-alakriteeriä (vähintään 4 ha), mutta koostuivat useista toisiaan lähellä sijaitsevista ydinalueista. Tarkastelu kohdistui erityisesti kohteisiin, joiden yhteenlaskettu pinta-ala sijoittui lähelle määritettyä kynnysarvoa (3–4 ha).

4 Tulokset

4.1 Naantalin niittyverkoston spatiaalinen rakenne

Naantalin niittyverkoston ydinalueet koostuvat useista eri niittytyypeistä, jotka voidaan jakaa kahteen pääryhmään (kuva 3). Ensimmäiseen ryhmään kuuluvat arvokohteiksi määritellyt niityt, joita ovat perinnebiotoopit, kalliokedot ja arvoniityt. Nämä ovat niittyjä, joissa on tunnistettu erityisiä arvoja liittyen ensisijaisesti niiden ekologiseen laatuun ja lajistolliseen monimuotoisuuteen. Ne edustavat usein perinteisen maatalouden muovaamia elinympäristöjä, mutta niillä voi olla myös maisemallista ja kulttuurihistoriallista arvoa. Toisen ryhmän muodostavat muut niityt, joihin sisältyvät luonnontilaiset niityt, maatalousympäristön niityt sekä niittymäiset ja avoimet viheralueet. Nämä käsittävät pääosin niittämällä hoidettavia, ihmistoiminnan muovaamia elinympäristöjä, joita ei ole luokiteltu arvokohteiksi. Yhdessä nämä ydinaluetyypit muodostavat niittyverkoston rakenteen kannalta keskeiset elinympäristöt, joiden sijainti ja keskinäinen kytkeytyneisyys määrittävät verkoston toimivuutta tutkimusalueella.



Kuva 3. Ydinalueiden eri niittytyypien alueellinen jakautuminen tutkimusalueella.

Ydinalueiden yhteenlaskettu pinta-ala on noin 10,7 km², mikä vastaa noin 3,4 % Naantalin maapinta-alasta. Alueellisesti ydinalueet jakautuvat laajasti tutkimusalueen eri osiin, mutta eri ydinaluetyypit painottuvat eri tavoin tutkimusalueella. Erityisesti sijoittumisessa korostuu ero saaristo- ja mannermaisten alueiden välillä. Suurimmat ja yhtenäisimmät ydinalueet sijaitsevat saaristoalueelle tutkimusalueen länsi- ja luoteisosissa. Näillä alueilla ydinalueet ovat keskimäärin laajempia ja muodostavat paikoin yhtenäisiä kokonaisuuksia, mikä korostaa niiden merkitystä niittyverkoston keskeisinä solmukohtina. Manneralueella ja tutkimusalueen keskiosien suuremmilla saarilla ydinalueet esiintyvät hajanaisemmin ja pääosin pieninä, toisistaan erillisinä laikkuina. Tällöin ne eivät muodosta laajempia yhtenäisiä kokonaisuuksia, mikä kuvastaa

ydinalueiden rakenteellista pirstoutuneisuutta. Tämä näkyy myös ydinaluetyyppien pinta-alojen, lukumäärien ja keskimääräisten kokojen vaihteluna (taulukko 2).

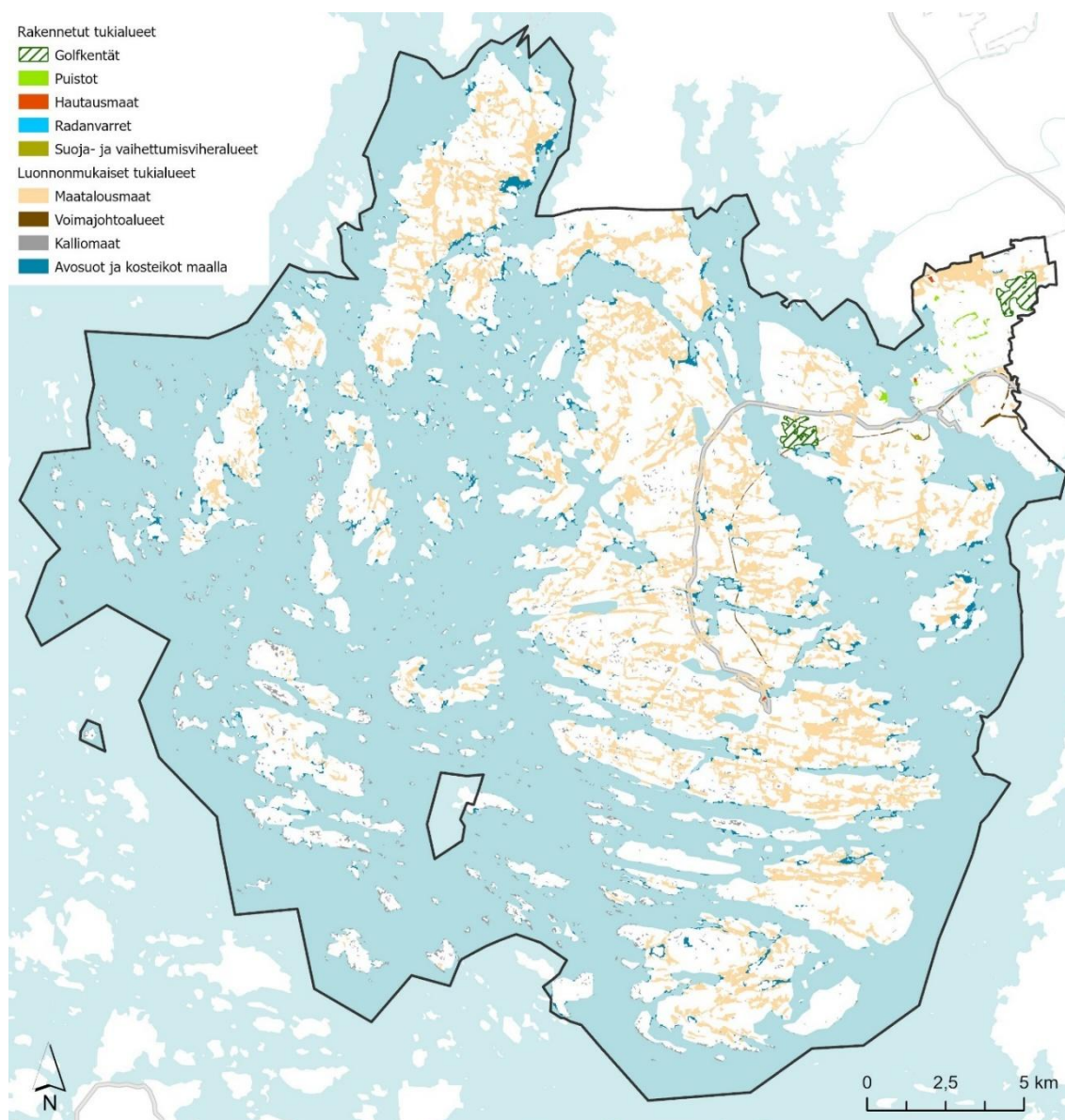
Taulukko 2. Ydinalueiden eri niittytyyppien laikkujen lukumäärä, yhteispinta-ala ja keskimääräinen koko.

Ydinaluetyyppi	Lukumäärä	Yhteispinta-ala (ha)	Keskimääräinen koko (ha)
Arvokohteet			
Perinnebiotoopit	156	703	4,5
Kalliokedot	6	0,6	0,1
Arvoniityt	8	2,3	0,3
Muut niityt			
Luonnontilaiset niityt	422	279,1	0,7
Maatalousympäristön niityt	35	62,1	1,8
Niittymäiset ja avoimet viheralueet	64	19,6	0,3

Pinta-alallisesti laajimman kokonaisuuden ydinalueista muodostavat perinnebiotoopit. Perinnebiotooppeja esiintyy eri puolilla tutkimusaluetta, mutta ne painottuvat erityisesti saaristoalueille, joissa sijaitsevat myös pinta-alaltaan laajimmat kohteet. Perinnebiotoopit ovat myös keskimääräiseltä kooltaan selvästi muita ydinaluetyyppejä suurempia, ja muodostavat laajoja ja yhtenäisiä elinympäristöjä. Tämä korostaa niiden merkitystä niittyverkoston keskeisinä ydinalueina. Pienialaisimmat ydinaluetyypit ovat arvoniityt ja kalliokedot. Ne sijoittuvat pääosin kaupunki- ja taajamarakenteen sisälle tai niiden reuna-alueille, missä niiden esiintyminen on pienialaista ja hajanaista. Näiden ydinaluetyyppien pienet keskimääräiset pinta-alat osoittavat, että ne ovat rakenteeltaan hajanaisia ja pirstoutuneita.

Muista niityistä pinta-alaltaan laajin luokka on luonnontilaiset niityt, jotka ovat myös alueellisesti laajimmin levittäytyneitä. Niitä esiintyy myös lukumäärällisesti eniten yksittäisinä laikkuna kaikista ydinaluetyypeistä. Niiden keskimääräinen koko on kuitenkin melko pieni, ja ne esiintyvät rakenteellisesti hajanaisina laikkuna. Maatalousympäristön niittyjä esiintyy tutkimusalueella melko harvakseltaan ja pääosin maaseutumaisilla alueilla. Niiden keskimääräinen koko on muita niittytyyppejä suurempi, mikä viittaa siihen, että ne muodostavat yhtenäisiä kokonaisuuksia. Niittymäisiä ja avoimia viheralueita esiintyy kaupunkiympäristössä pienialaisina kohteina, ja ne sijoittuvat usein yksittäisinä laikkuna rakennetun ympäristön sisälle. Tämä viittaa siihen, että niiden merkitys yksittäisinä elinympäristöinä on rajallinen, mutta ne voivat osaltaan täydentää niittyverkoston rakennetta kaupunkialueella.

Niittyverkoston tukialueisiin sisältyy erilaisia avoimia ja puoliavoimia ympäristöjä, jotka muodostavat merkittävän osan alueen maankäytön rakenteesta (kuva 4). Tukialueiden yhteenlaskettu pinta-ala on noin 66 km², mikä vastaa 21,1 % tutkimusalueen maapinta-alasta. Niiden pinta-ala on siis huomattavasti suurempi kuin ydinalueiden. Näin ollen tukialueet muodostavat pinta-alaltaan laajan mutta laadultaan vaihtelevan kokonaisuuden, joka täydentää ydinalueiden rakennetta niittyverkostossa.



Kuva 4. Tutkimusalueen tukialueiden alueellinen jakautuminen.

Tukialueet jakautuvat laajasti koko tutkimusalueelle. Luokkakohtainen tarkastelu osoittaa kuitenkin, että eri tukialuetyyppien alueellisessa sijoittumisessa on vaihtelua. Rakennetun ympä-

ristön tukialueet sijoittuvat pääosin Naantalın keskustan ja taajama-alueiden läheisyyteen. Maatalousmaahan, avosoihin ja kosteikkoihin sekä kallioalueisiin kuuluvat luonnonmukaiset tukialueet painottuvat saaristoalueille ja kaupungin keskustasta etäämmällä sijaitseville alueille.

Taulukko 3. Tukialueiden eri tyyppien laikkujen lukumäärä, yhteispinta-ala ja keskimääräinen koko.

Tukialuetyyppi	Lukumäärä	Yhteispinta-ala (ha)	Keskimääräinen koko (ha)
Rakennetut tukialueet			
Golfkentät	2	174,9	87,4
Puistot	19	25,2	1,3
Hautausmaat	6	5,2	0,9
Radanvarret	9	4,3	0,5
Suoja- ja vaihettumisviheralueet	105	16,6	0,2
Luonnonmukaiset tukialueet			
Maatalousmaat	1755	4904,2	2,8
Voimajohtoalueet	44	44,6	1
Kalliomaat	2021	628,7	0,3
Avosuot ja kosteikot maalla	1216	729,8	0,6

Maatalousmaat muodostavat pinta-alaltaan laajimman tukialueluokan. Ne kattavat selvästi suurimman osan tukialueiden kokonaispinta-alasta ja muodostavat myös lukumäärältään yhden runsaimmista tukialuetyypeistä. Maatalousalueet sijoittuvat laajasti eri puolille tutkimusaluetta, mutta erityisesti suurimmille saarille, missä ne ovat keskeinen maankäyttömuoto.

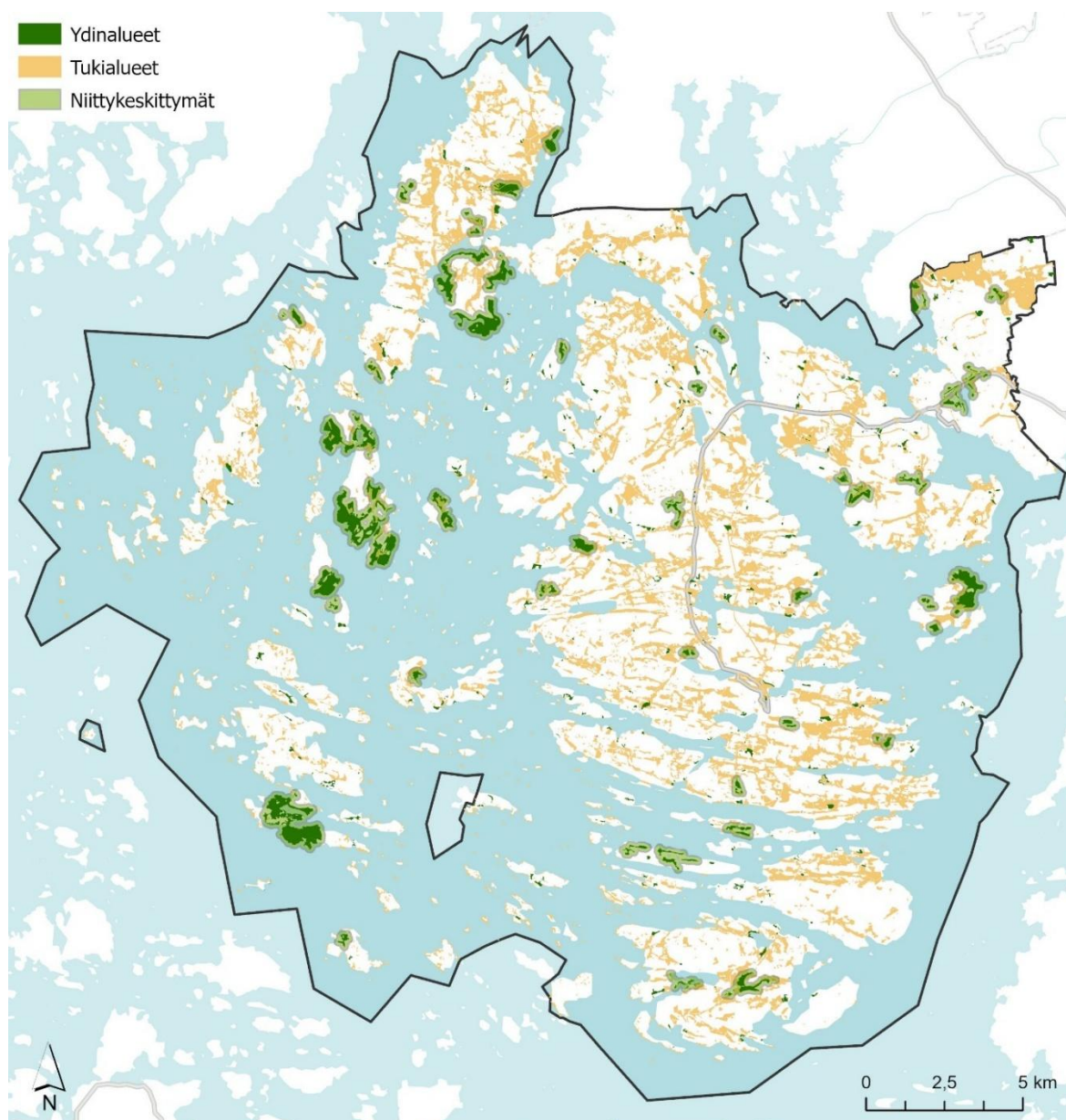
Avosuot ja kosteikot sekä kalliomaat muodostavat myös pinta-alaltaan merkittäviä tukialuetyyppejä, mutta niiden keskimääräinen koko on selvästi maatalousmaita pienempi. Ne sijoittuvat maatalousmaiden tavoin pääasiassa saaristoalueille sekä keskustasta etäämmälle sijaitseville alueille. Nämä tukialueet esiintyvät lukumäärältään runsaina mutta pienialaisina kohteina, mikä kuvastaa niiden hajanaista alueellista esiintymistä tutkimusalueella. Voimajohtoalueiden yhteenlaskettu pinta-ala on verrattain pieni, mutta keskimääräinen koko on suurempi kuin useimmilla muilla pienialaisilla tukialuetyypeillä. Alueet muodostavat pitkän vyöhykkeen, joka kulkee Naantalın keskustasta Luonnonmaan kautta Rymättylään. Rakenteeltaan ne ovat lineaarisia ja jatkuvia, mikä erottaa ne muista tukialuetyypeistä.

Tukialueisiin sisältyy myös rakennettuun ympäristöön kuuluvia alueita, kuten puistoja, golfkenttiä, hautausmaita, radanvarsia ja suoj- ja vaihettumisviheralueita. Näiden tukialuetyyppien yhteenlaskettu pinta-ala on selvästi pienempi verrattuna luonnonmukaisiin tukialueisiin, ja ne

koostuvat pääosin pienialaisista kohteista. Golfkentät muodostavat tästä ryhmästä pinta-alaltaan suurimman yksittäisen tukialuetyypin. Rakennetun ympäristön tukialueet sijoittuvat pääasiassa taajamien ja kaupunkirakenteen yhteyteen, missä ne muodostavat osan harvoista avoimista tai puoliavoimista viheralueista.

4.2 Niittykeskittymät

Tutkimusalueella esiintyy yhteensä 42 niittykeskittymää (kuva 5). Ydinalueista noin 7,9 km² sijoittuu näihin keskittymiin, mikä vastaa noin 74,6 % niiden kokonaispinta-alasta. Ydinalueet sijoittuvat siten pääosin keskittymiin, ja vain pieni osa niistä jää niiden ulkopuolelle. Tämä osoittaa ydinalueiden keskittymistä selkeisiin alueellisiin kokonaisuuksiin.



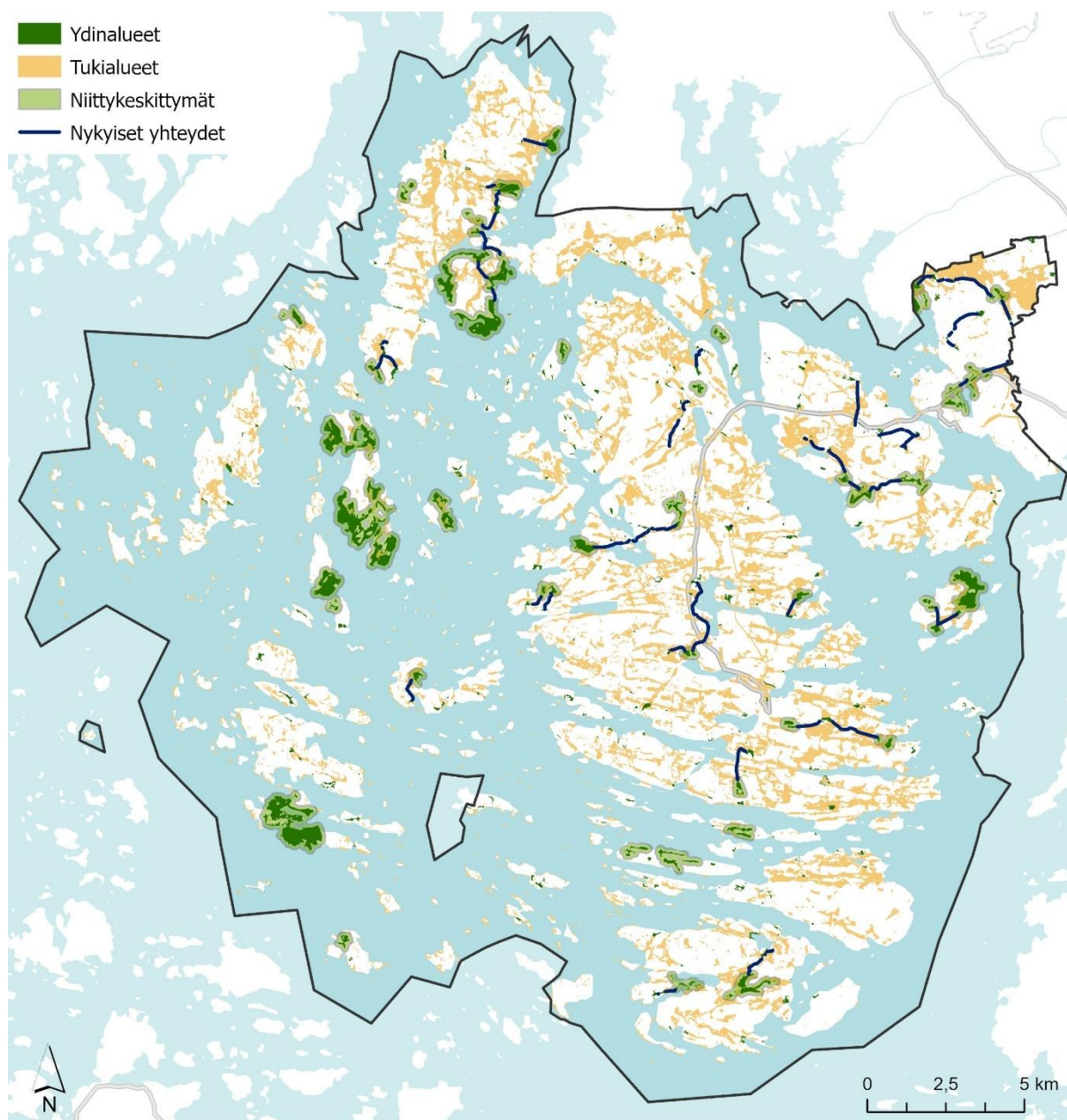
Kuva 5. Niittykeskittymien sijoittuminen tutkimusalueelle suhteessa muihin ydinalueisiin ja tukialueisiin.

Keskittymissä olevien ydinalueiden pinta-ala vaihtelee 4 hehtaarista 134 hehtaariin, ja niiden keskimääräinen koko on noin 18,9 hehtaaria. Suurten ja pienten keskittymien välinen ero kuvastaa verkoston rakenteellista vaihtelua, jossa osa keskittymistä muodostaa laajoja ja yhteisiä kokonaisuuksia, kun taas osa on selvästi pienempiä.

Alueellisesti tarkasteltuna keskittymät jakautuvat epätasaisesti tutkimusalueelle. Suurimmat niittykeskittymät sijoittuvat saaristoalueille, erityisesti Velkuan, Maskun, Rymättylän länsipuolisille alueille sekä Lapilan saarelle. Näillä alueilla sijaitsevat myös suurimmat perinnebiotooppikohteet. Tutkimusalueen muissa osissa ydinalueet ovat pinta-alaltaan pienempiä ja sijoittuvat hajanaisemmin, ja muodostavat useita toisistaan erillisiä keskittymiä. Tämä korostaa keskittymien rakenteen alueellista vaihtelua tutkimusalueella.

4.3 Niittyverkoston kytkeytyneisyys

Niittykeskittymien välillä esiintyy yhteyksiä sekä keskittymien välillä että keskittymien läheisiltä ydinalueilta keskittymiin. Yhteydet sijoittuvat eri puolille tutkimusaluetta ja yhdistävät keskittymiä vaihtelevin tavoin (kuva 6).



Kuva 6. Niittyverkoston keskittymien ja niiden läheisten ydinalueiden väliset yhteydet.

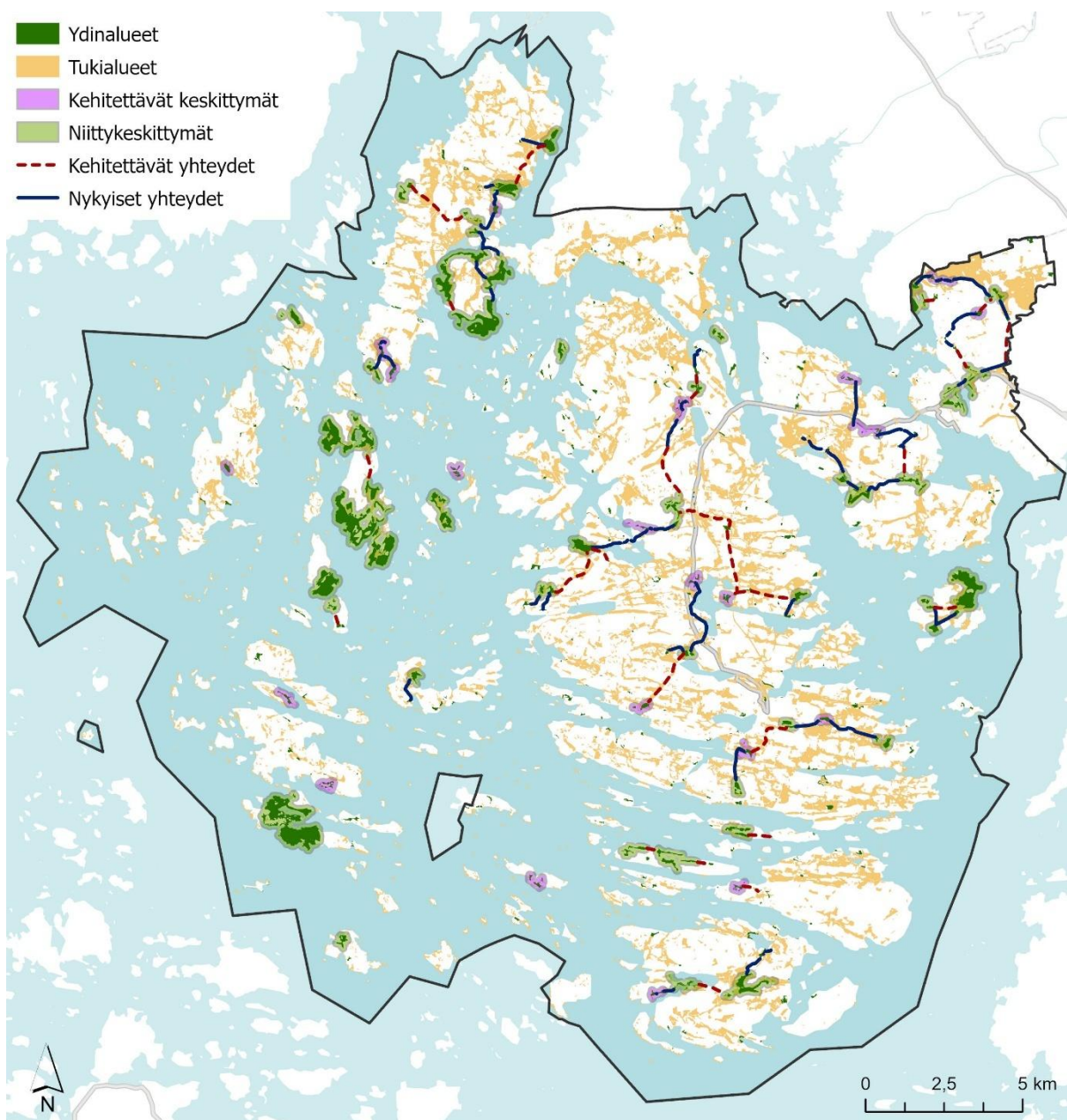
Niittyverkoston yhteydet muodostavat useita toisistaan erillisiä kokonaisuuksia, eikä tutkimusalueelle muodostu yhtenäistä verkstorakennetta. Meri toimii selkeänä esteenä keskittymien väliselle kytkeytyneisyydelle, minkä seurauksena verkosto jakautuu pääosin saarikohtaisiin kokonaisuuksiin. Näissä erillisissä kokonaisuuksissa alueellinen vaihtelu on suurta. Osalla alueista keskittymät kytkeytyvät toisiinsa useampien yhteyksien kautta, kun taas toisaalla yhteydet ovat yksittäisiä eikä vaihtoehtoisia reittejä juurikaan esiinny. Heikoimmat yhteydet esiintyvät Otavan saaren alueella, jossa keskittymät jäävät joko ilman yhteyksiä muihin keskittymiin tai niillä on vain yksittäinen yhteys. Vahvimmat yhteydet sijoittuvat erityisesti Maskun alueelle, jossa keskittymien välillä on useampi yhteys.

Yhteyksien pituus myös vaihtelee, ja paikoin ne ovat pitkiä ja keskittymät sijaitsevat etäällä toisistaan. Tämä korostuu erityisesti Otavan saaren alueella, jossa yhteyksien rakenne on muutenkin harva. Yhteydet sijoittuvat pääosin tukialueiden muodostamille vyöhykkeille, mikä korostaa tukialueiden merkitystä verkoston kytkeytyneisyyden kannalta.

4.4 Niittyverkoston kehityskohteet

4.4.1 Kehitettävät yhteydet ja keskittymät

Naantalin niittyverkoston keskittymät ovat paikoin hyvin etäällä toisistaan, jolloin niiden välille ei muodostu yhteyksiä, mikä heikentää keskittymien välistä kytkeytyneisyyttä. Tulosten perusteella alueella esiintyy kehitettäviä yhteyksiä sekä keskittymiä, joiden kautta keskittymien ja muiden niittyalueiden kytkeytyneisyyttä voidaan parantaa (kuva 7).



Kuva 7. Niittyverkoston kehitettävät keskittymät ja yhteydet.

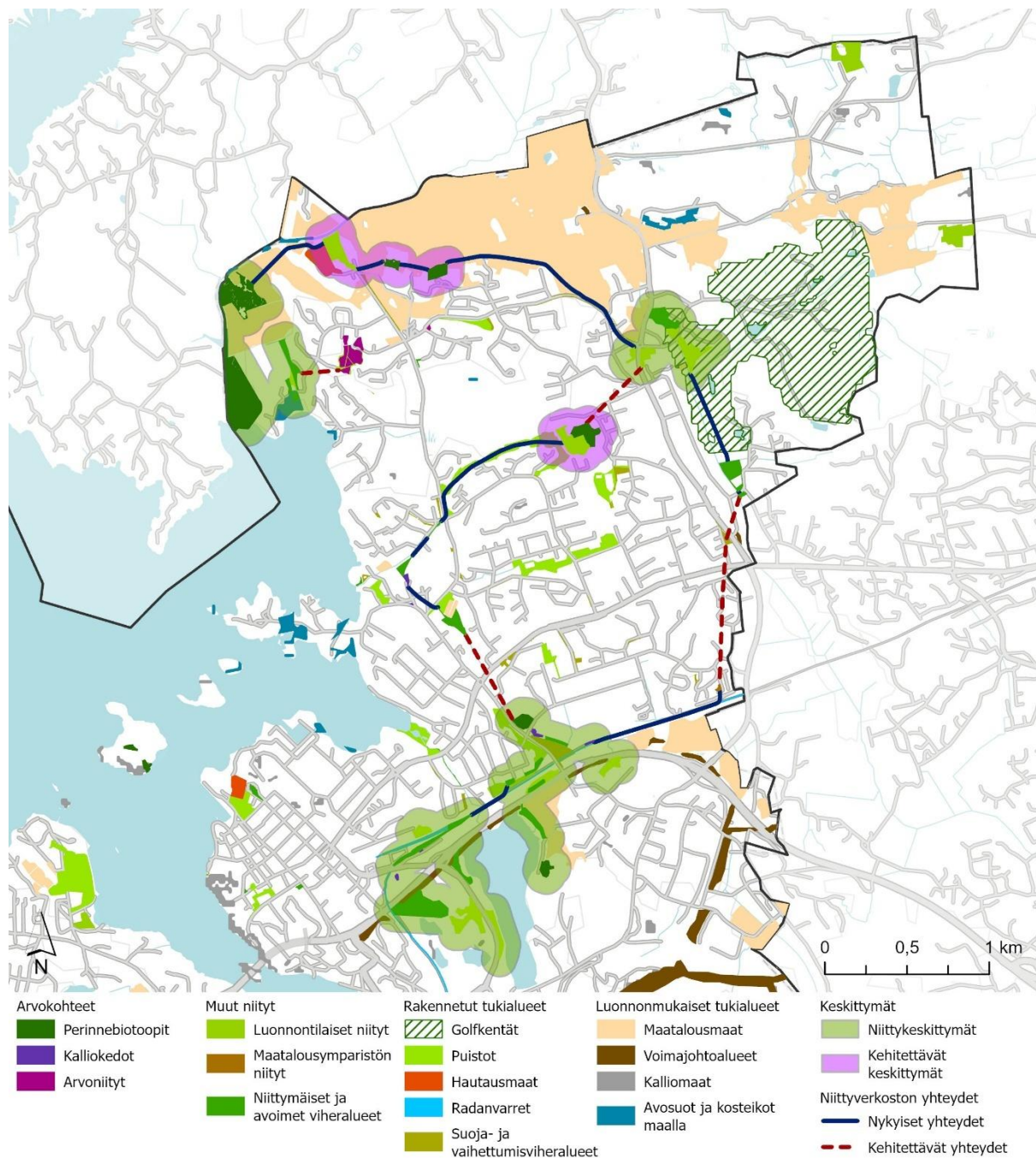
Kehitettäviä yhteyksiä esiintyi alueilla, joissa keskittymien välisissä yhteyksissä esiintyy aukkoja tai jotka koostuvat pitkistä tukialueista ilman ydinalueita, jolloin yhteydet ovat toiminnallisesti heikkoja. Nämä kehitettävät yhteydet eivät jakaudu tasaisesti tutkimusalueelle, vaan painottuvat erityisesti manneralueelle ja suurimmille saarille, joissa keskittymät sijaitsevat erillään toisistaan. Tällöin ne muodostavat potentiaalisia yhteyksiä, jotka lisäävät vaihtoehtoisten reittien määrää ja yhdistävät erillisiä keskittymiä osaksi laajempaa verkostoa.

Kehitettäviä keskittymiä oli tutkimusalueella 21, jotka eivät täytä varsinaisen niittykeskittymän kriteerejä pinta-alaltaan. Näihin sisältyy yhteensä noin 73,7 hehtaaria ydinalueita. Niitä esiintyy

sekä saaristoalueella että mannermaisilla alueilla, erityisesti niillä alueilla, joilla niittykeskittymiä esiintyy hajanaisemmin. Kehitettävät keskittymät sijoittuvat usein olemassa olevien keskittymien läheisyyteen tai niiden väliin. Niitä esiintyy myös yksittäisinä ja eristäytyneempinä kohteina, esimerkiksi pienemmillä saarilla.

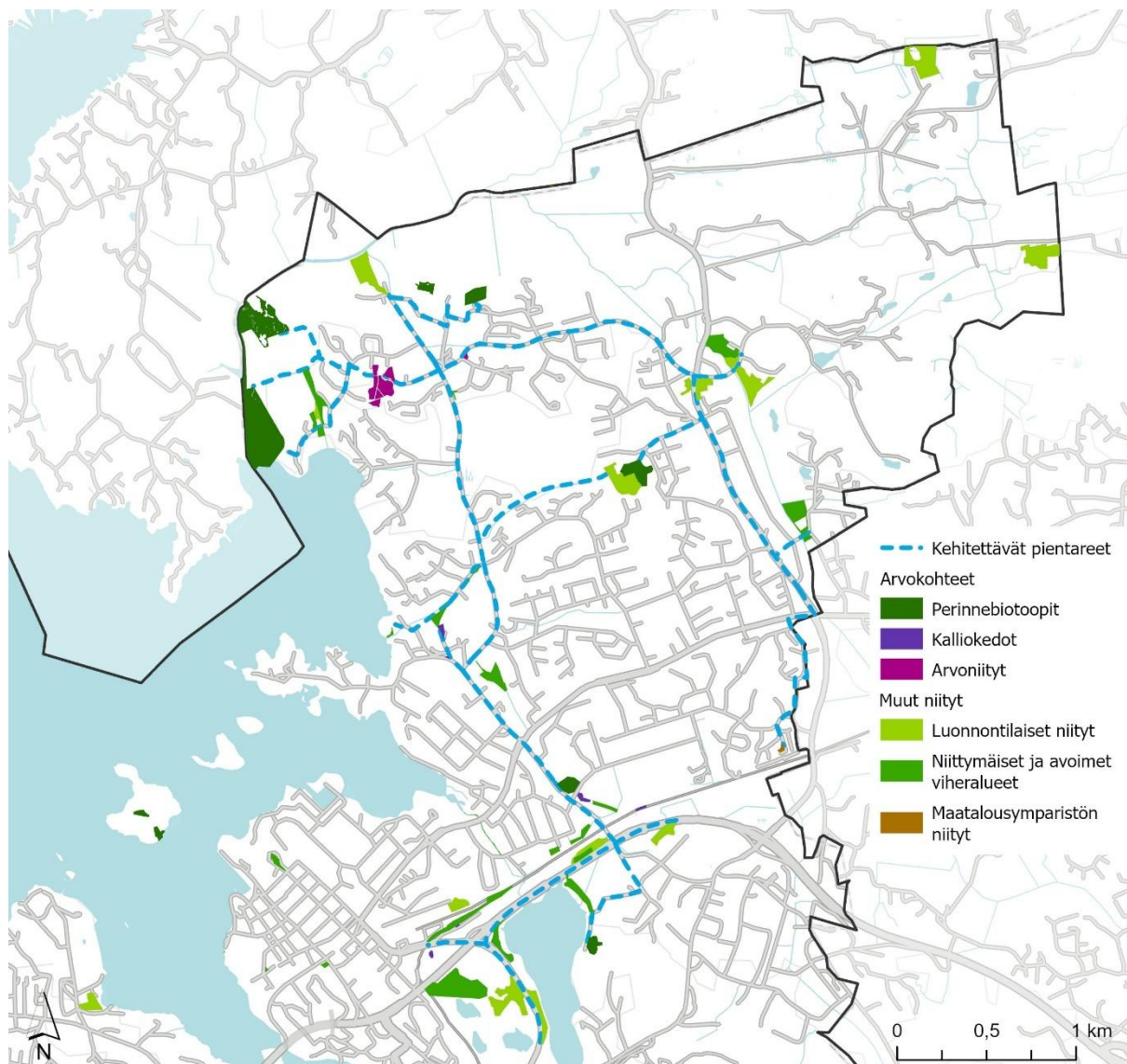
4.4.2 Manner-Naantali

Manner-Naantalin alueelta, jossa sijaitsee Naantalin keskusta-alue, tunnistettiin neljä niittykeskittymää, joihin sijoittuu valtaosa alueen arvokohteista. Lisäksi alueelta tunnistettiin kaksi kehitettävää keskittymää, jotka sijoittuvat olemassa olevien keskittymien välisiin yhteyksiin. Keskittymien välinen etäisyys on paikoin suuri, ja niiden välisissä yhteyksissä esiintyy katkoskohtia, joihin tunnistetut kehitettävät keskittymät sijoittuvat. Yhteydet muodostuvat myös osittain pitkistä tukialuejaksoista ilman ydinalueita, mikä heikentää yhteyksien jatkuvuutta (kuva 8).



Kuva 8. Manner-Naantalin niittykeskittymien väliset yhteydet ja kehitettävät yhteydet.

Tutkimusalueelta tunnistettiin useita potentiaalisia tienpientareita, jotka sijoittuvat niittykeskittymien sekä yksittäisten ydinalueiden väliin yhteyksiin muodostaen paikoin yhtenäisiä vyöhykkeitä (kuva 9). Tienpientareita ei huomioitu alkuperäisessä aineistossa tukialueina, mutta tarkastelun yhteydessä ne tunnistettiin osana verkstorakennetta ja mahdollisina kehityskoh-teina.



Kuva 9. Ensisijaisesti ydinalueiden välillä olevat huomioitavat ja kehitettävät tienpientareet.

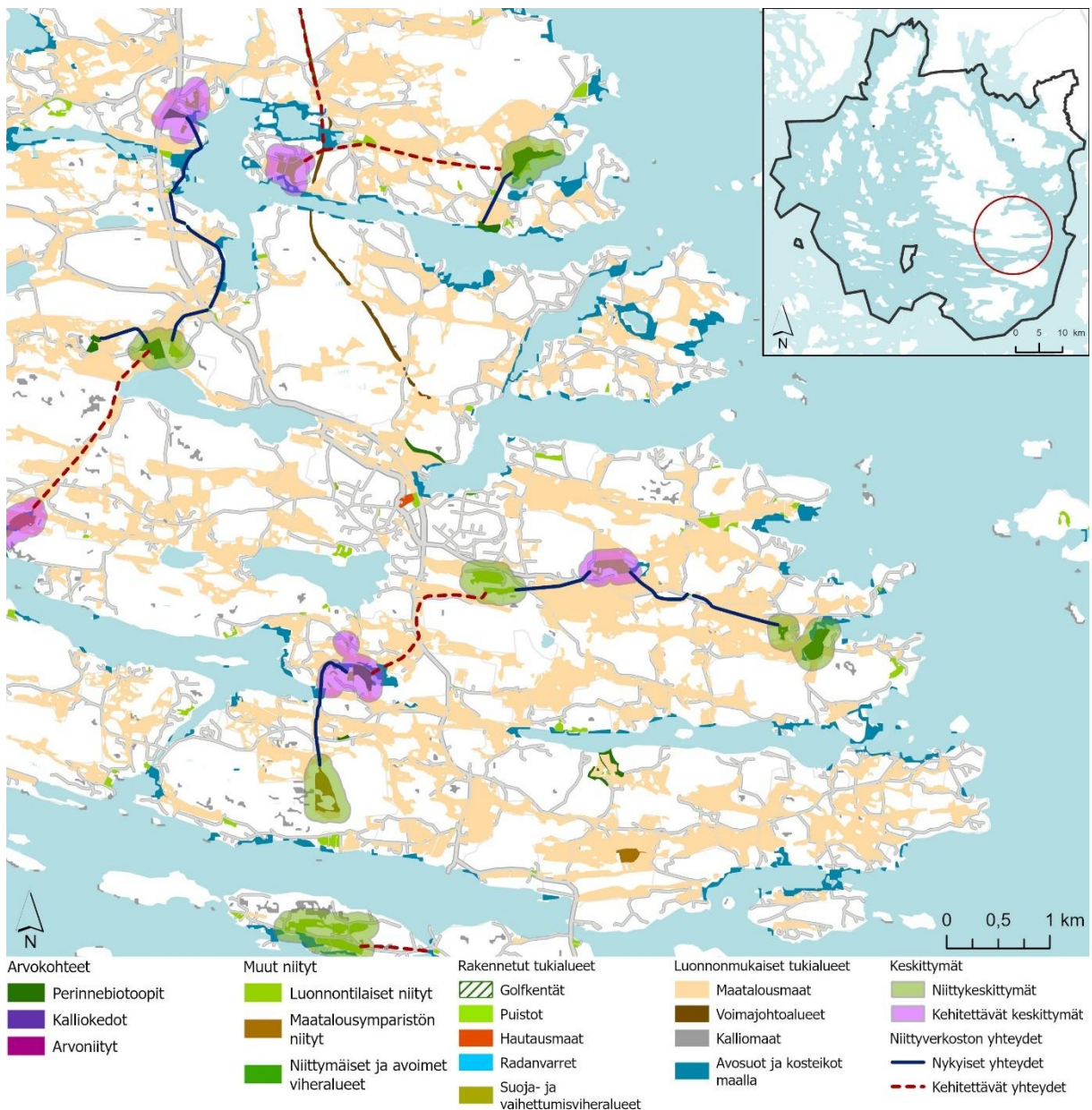
Lisäksi alueelta havaittiin, että radanvarret ja voimajohtoaukeat sijoittuvat erityisesti Luolalanjärven ympärille sijoittuvien keskittymien läheisyyteen. Näillä alueilla niittyalueet ovat paikoin pienialaisia ja pirstoutuneita, ja radanvarret sekä voimajohtoaukeat muodostavat yhtenäisiä avoimia alueita keskittymien läheisyydessä. Verkostosta erillisiksi ydinalueiksi jäävät Kailon saaren perinnebiotooppikohteet, jotka muodostavat oman kokonaisuutensa niiden sijainnin vuoksi.

4.4.3 Naantalin suuret saaret

Naantalin suuremmilla saarilla niittyalueet muodostavat verkostomaisia kokonaisuuksia, joissa keskittymien lisäksi esiintyy runsaasti pienialaisia niittylaikkuja keskittymien ulkopuolella.

Nämä pienet niityt sijoittuvat hajanaisesti eri puolille saaria ja muodostavat tiheämmän laikkuverkoston kuin Manner-Naantalin alueella.

Keskittymien välisten yhteyksien tarkastelu osoittaa, että yhteydet ovat paikoin pitkiä ja kulkevat pääosin maatalousympäristöjen kautta (kuva 10). Tukialueet koostuvat näillä alueilla pääasiassa pelloista ja niiden pientareista, jotka muodostavat keskeisen osan yhteysrakenteesta. Yhteydet ovat usein yksittäisiä, eikä vaihtoehtoisia reittejä keskittymien välillä juurikaan esiinny.

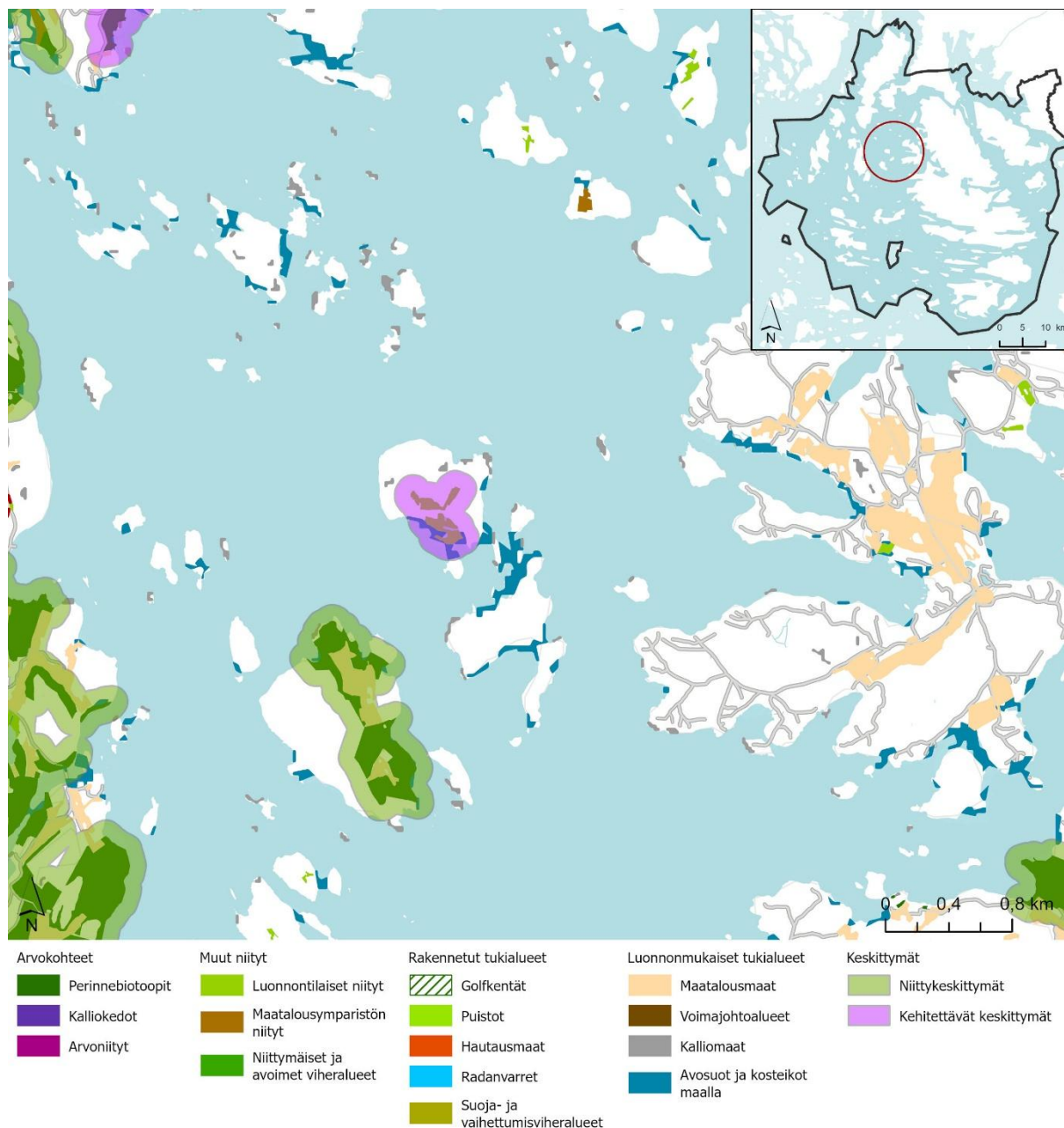


Kuva 10. Esimerkki niittykeskittymien välisistä yhteyksistä ja niitä muodostavista tukialueista Rymättylän alueella.

Kuvasta voidaan lisäksi havaita, että yhteydet ovat paikoin katkonaisia ja sisältävät pitkiä jaksoja, joissa ne kulkevat tukialueiden kautta ilman ydinalueita. Kehitettävät yhteydet sijoittuvat pääosin näihin katkoskohtiin sekä keskittymien välille, joissa nykyinen kytkeytyneisyys on heikko.

4.4.4 Saariston niityt

Naantalin saaristossa niittyalueet sijoittuvat pienille ja toisistaan erillään sijaitseville saarille, minkä seurauksena ne muodostavat hajanaisen ja verkostomaisesti heikosti kytkeytyneen kokonaisuuden (kuva 11). Niittykeskittymät sijaitsevat eri saarilla, eikä niiden välille muodostu yhteyksiä vesialueiden vuoksi. Tämän seurauksena saariston niityt muodostavat useita erillisiä verkostokokonaisuuksia, joissa keskittymien välinen kytkeytyneisyys puuttuu.



Kuva 11. Esimerkkialue, jossa niittylaikut sijoittuvat pienille ja toisistaan erillisille saarille ilman keskinäistä kytkeytyneisyyttä.

Kuva 11 havainnollistaa saaristoalueen niittyverkoston rakennetta, jossa keskittymät sijoittuvat yksittäisille saarille ilman keskinäisiä yhteyksiä. Vaikka keskittymät ovat paikallisesti yhtenäisiä, niiden välinen kytkeytyneisyys puuttuu vesialueiden estevaikutuksen vuoksi. Niittyjen sijoittuminen ja erillisuus vaihtelevat saarikohtaisesti, mutta yleisesti niittylaikut ovat toisistaan eristyneitä eikä niiden välillä ole yhteyksiä. Lisäksi tukialueita esiintyy vähän, mikä korostaa keskittymien eristyneisyyttä verrattuna manneralueisiin. Saarilla esiintyy myös kehitettäviä keskittymiä, mikä viittaa paikalliseen kehittämispotentiaaliin.

5 Tulosten tarkastelu

5.1 Naantalin niittyverkosto ja alueelliset kehittämistarpeet

Tutkimuksen tulosten perusteella Naantalin niittyverkosto muodostuu monipuolisesti erilaisista ydin- ja tukialueista. Niittylajien monimuotoisuuden säilyminen edellyttää, että alueella esiintyy lajistolle soveltuvia avoimia ja puoliavoimia elinympäristöjä, jotka mahdollistavat populaatioiden säilymisen (Kuusela ym. 2022). Lisäksi tukialueet ovat tärkeitä verkoston kannalta, sillä ne voivat toimia uuselinympäristöinä, jotka täydentävät ydinalueita ja edistävät niittylajien säilymistä sekä leviämistä maisemassa (Huhta 2021). Naantalin niittyverkoston haasteena on kuitenkin se, että niittyjen muodostama kokonaisuus ei ole yhtenäinen. Alueet jakautuvat epätasaisesti muodostaen paikallisia niittykeskittymiä, mikä heikentää verkoston toiminnallista jatkuvuutta ja lisää eristyneisyyttä erityisesti pienialaisilla kohteilla. Niittykeskittymien sekä muiden ydinalueiden välinen etäisyys on myös paikoin suuri, mikä rajoittaa lajien liikkumista ja vähentää verkoston toimivuutta erityisesti heikosti liikkuvien lajien kannalta. Tätä selittää osaltaan alueen saaristomainen rakenne, joka lisää elinympäristölaikkujen välistä eristäytyneisyyttä. Tämän seurauksena niittyalueiden pirstoutuminen pienempiin kokonaisuuksiin voi entisestään heikentää alueiden välistä kytkeytyneisyyttä. Tällöin eristyneiden kohteiden lajit ovat suuremmassa vaarassa hävitä paikallisten sukupuuttojen ja yleislajien leviämisen seurauksena (Eriksson ym. 2002; Forss 2024).

Naantalin niittyverkostossa ydinalueiden pieni osuus ja hajautunut sijoittuminen korostavat verkoston kytkeytyneisyyden haasteita, sillä elinympäristöjen pirstoutuminen ja laikkujen väliset etäisyydet vaikeuttavat lajien leviämistä ja lisäävät paikallisten populaatioiden häviämiskä (Fahrig 2003; Hanski 2007). Edellä kuvatut haasteet ilmenevät erityisesti rakenteellisen kytkeytyneisyyden näkökulmasta, joka kuvaa elinympäristölaikkujen sijaintia ja etäisyyksiä. Toiminnallinen kytkeytyneisyys voi kuitenkin poiketa tästä lajikohtaisesti, sillä eri lajien liikkumiskyky ja elinympäristövaatimukset vaihtelevat. Tällaisessa hajanaisessa rakenteessa tukialueilla on keskeinen rooli verkoston yhteyksien ylläpitämisessä, sillä ne voivat toimia yhteyksiä vahvistavina askelkivinä erityisesti niittykeskittymien välillä. Verkoston kytkeytyneisyys ei kuitenkaan riipu ainoastaan tukialueista, vaan myös siitä, miten ydinalueet sijoittuvat suhteessa toisiinsa. Niittykeskittymien ulkopuolelle jää myös ekologisesti arvokkaita ydinalueita, jotka eivät täytä keskittymän muodostamisen kriteerejä. Osa näistä tukee verkoston yhteyksiä, mutta osa jää eristykseen, mikä lisää lajien häviämiskä (Forss 2024). Näiden kohteiden lajistollisen monimuotoisuuden säilyttäminen edellyttää asianmukaista hoitoa sekä uusien elinympäristöjen

muodostamista (Lampinen 2020). Lisäksi verkoston toimivuuteen vaikuttaa ympäröivä matriisi, kuten metsät, pellot ja rakennettu ympäristö, jotka voivat joko edistää tai rajoittaa lajien liikkumista ydinalueiden välillä.

Niittyverkoston kehittämisessä keskeistä on olemassa olevien niittyjen säilyttäminen, hoito ja lajistollisen monimuotoisuuden vahvistaminen. Erityisesti tärkeää on turvata niittykeskittymät ja niiden väliset yhteydet sekä ylläpitää niittyjen avoimuutta ja monilajisuutta esimerkiksi niiton, laidunnuksen ja vieraslajien torjunnan avulla (Karilas ym. 2023). Verkoston toimivuutta voidaan parantaa vahvistamalla keskittymien välisiä yhteyksiä, lisäämällä askelkivinä toimivia niittyjä ja perustamalla uusia niittyjä erityisesti katkoskohtiin. Optimaalisessa tilanteessa ydinalueet kytkeytyvät useiden toimivien ekologisten yhteyksien kautta muihin ydinalueisiin (Mäkelä & Salo 2024). Tukialueet tarjoavat tähän merkittävää potentiaalia, mikäli niiden hoitoa kehitetään niittylajistolle soveltuvaksi. Niittyverkoston kehittäminen edellyttää myös sen yhteensovittamista muun maankäytön, virkistyskäytön ja muiden ekologisten verkostojen kanssa. Niityt tulee huomioida kaikilla suunnittelutasoilla, ja niiden suojelua sekä kunnostusta tulee edistää erityisesti arvokkailla alueilla. Lisäksi viestinnällä, seurannalla ja kaupunkilaisten osallistamisella voidaan tukea niittyjen pitkäjänteistä kehittämistä ja hyväksyttävyyttä osana muuttuvaa maisemaa (Klemola & Haapaniemi 2012; Karilas ym. 2023).

Naantalissa niitty-ympäristöjen kehitystarpeita tulee tarkastella alueellisesti. Kaupunki muodostuu hyvin erityyppisistä alueista, kuten tiiviimmin rakennetuista taajama-alueista, maatalousalueista sekä saaristosta. Niittyalueiden ja niiden kytkeytyneisyyden kehittämistarpeet vaihtelevat siten alueittain, sillä eri alueilla keskeiset haasteet liittyvät esimerkiksi niittyjen määrään, laatuun, sijaintiin, keskinäisiin etäisyyksiin sekä ympäröivän maiseman ja maankäytön ominaisuuksiin.

Manner-Naantalissa keskeiseksi haasteeksi nousee tiiviin maankäytön aiheuttama pirstoutuneisuus ja niittyalueiden välisten yhteyksien katkonaisuus, joka on tyypillistä kaupunkialueiden elinympäristöille (Huang ym. 2021). Alueen tiivis rakenne korostaa jäljellä olevien niitty-ympäristöjen ja ekologisten yhteyksien merkitystä niittyverkoston toimivuuden kannalta. Mikäli niittyjä ei huomioida osana maankäytön suunnittelua, yhteyksien katkeaminen voi lisätä elinympäristöjen eristyneisyyttä ja heikentää lajien liikkumismahdollisuuksia entisestään (Kirk ym. 2023).

Manner-Naantalissa tukialueiden ekologinen laatu nousee keskeiseksi kysymykseksi, sillä pitkien tukialueiden varaan rakentuvat yhteydet voivat olla ekologisesti heikompia ja katkonaisempia, mikä heikentää niiden toimivuutta (Karilas ym. 2021). Tällöin näitä alueita tulisi tarkastella niiden kehittämispotentiaalin näkökulmasta, jotta ne voisivat toimia niittylajistolle uusin ympäristöinä. Tätä voidaan edistää esimerkiksi muuttamalla näiden alueiden hoitokäytäntöjä niittylajistolle suotuisammiksi sekä lisäämällä niittymäisiä osia rakennettujen alueiden viheralueille, kuten esimerkiksi puistoihin ja golfkentille. Oikeanlaisen hoidon avulla nämä alueet voivat tukea uhanalaisten lajien säilymistä täydentämällä niittyverkostoa (Lehtomaa ym. 2018).

Tienpientareet, radanvarret ja voimajohtoaukeat ovat myös tärkeitä tällä alueella, sillä ne muodostavat avoimia tai puoliavoimia lineaarisia rakenteita rakennetun ympäristön keskellä ja voivat siten toimia tärkeinä uusin ympäristöinä (Huhta 2021). Tässä tutkimuksessa tienpientareita ei ollut otettu huomioon aineistorajoitteiden vuoksi, jolloin alueen kehitystoimenpiteenä olisi tärkeää kartoittaa ne piennaralueet, joilla on potentiaalia toimia uusin ympäristöinä lajistolle. Kaikilla tiealueilla ei ole varsinaisia pientareita, ja osa nykyisistä pientareista on hoidoltaan liian intensiivisiä, mikä heikentää niiden ekologista laatua ja lajiston kehittymistä (Lampinen 2020). Niiden ekologista arvoa voidaan kuitenkin parantaa muuttamalla hoitokäytäntöjä niittylajistolle soveltuvammiksi, esimerkiksi vähentämällä niittoa. Verkoston kehittämisen kannalta keskeistä on tunnistaa erityisesti keskittymien sekä yksittäisten ydinalueiden välillä sijaitsevat ekologisesti merkittävät piennaralueet.

Naantalın suuremmilla saarilla kehittämistarpeet liittyvät erityisesti maatalousympäristöihin. Nämä alueet ovat luonteeltaan maaseutumaisia ja harvempaan rakennettuja kuin manner-Naantaliin. Yhteyksien muodostuminen peltoympäristöjen ja niiden pientareiden varaan tekee niiden toimivuudesta vaihtelevaa, sillä niiden merkitys ekologisina käytävinä vaihtelee viljelykasvien ja viljelykäytäntöjen mukaan (Karilas ym. 2021). Yhteyksien ollessa paikoin pitkiä ja perustuessa pääosin maatalousympäristöihin niiden ekologinen laatu ja toimivuus eivät ole kaikilta osin varmoja. Tämä voi heikentää niiden merkitystä lajiston liikkumiselle. Näiden alueiden kehittämisessä keskeistä on niiden ekologisen laadun parantaminen, erityisesti pientareiden, reunavyöhykkeiden ja viljelemättömien alueiden hyödyntämisen kautta. Tämän vuoksi maatalousympäristöjen kehittämisessä tulisi kiinnittää huomiota erityisesti pientareiden, reunavyöhykkeiden ja viljelemättömien alueiden hyödyntämiseen niittymäisinä yhteyksinä (Tiainen ym. 2004). Lisäksi kytkeytyneisyyttä voidaan vahvistaa esimerkiksi lisäämällä kesantoalueita, monipuolistamalla viljelykiertoa sekä perustamalla niittymäisiä kaistoja peltojen reuna-alueille.

Tutkimusalueen pienemmillä saarilla sijaitsevilla niittyalueilla kehittämisen lähtökohta on erilainen kuin mantereella ja mannermaisilla alueilla. Koska monet saariston niittykeskittymät ovat vesialueiden erottamia, niiden välistä kytkeytyneisyyttä ei voida samalla tavalla vahvistaa maankäytön keinoin. Tällöin painopiste siirtyy yksittäisten kohteiden ekologiseen laatuun, hoidon jatkuvuuteen ja riittävään pinta-alaan. Tämä on erityisen tärkeää, koska saaristossa voi esiintyä arvokkaita perinnebiotooppeja, kuten merenrantaniittyjä, alkuniittyjä ja kallioketoja (Pykälä 2001; Lehtomaa ym. 2018). Näillä alueilla ensisijaisia toimenpiteitä ovat ekologisesti arvokkaiden niittyjen säilyttäminen, laadun vahvistaminen ja hoidon turvaaminen. Tämä tarkoittaa esimerkiksi laidunnuksen ylläpitämistä tai palauttamista, niittoa, puuston ja pensaikon raivausta sekä umpeenkasvun ehkäisemistä, jotka ovat keskeisiä perinnebiotooppien säilymiselle.

Saariston niittyjen hoitoa vaikeuttaa niiden saavutettavuus, mikä voi rajoittaa hoitotoimenpiteiden toteuttamista ja jatkuvuutta. Tämä korostaa tarvetta kohdentaa rajalliset resurssit niille saarille ja kohteille, joilla on tunnistettu perinnebiotooppeja tai muita ekologisesti arvokkaita niittyalueita. Erityisesti tulisi painottaa kohteita, jotka ovat lajistollisesti monimuotoisia, pinta-alaltaan laajoja tai joilla on potentiaalia kehittyä hoidon avulla (Tiainen ym. 2004). Saariston niittyjen kehittäminen ei siten perustu ensisijaisesti kytkeytyneisyyden lisäämiseen, vaan yksittäisten kohteiden ekologisen laadun turvaamiseen ja hoidon kohdentamiseen.

Kokonaisuutena Naantalin niittyverkoston kehittäminen kytkeytyy laajempiin luonnon monimuotoisuuden turvaamisen ja kestävän maankäytön tavoitteisiin. Verkoston hajanaisuus ja alueellinen vaihtelu korostavat tarvetta sekä ekologisen kytkeytyneisyyden vahvistamiseen että yksittäisten kohteiden laadun parantamiseen. Tutkimuksen tulokset tuottavat konkreettista tietoa niittyverkoston kehittämisen tueksi maankäytön suunnittelussa ja luonnonhoidossa. Ne tukevat siten myös Naantalin ympäristö- ja ilmasto-ohjelman luonnon monimuotoisuutta edistäviä tavoitteita (Ympäristö- ja ilmasto-ohjelma 2024–2030 s.a.). Näin niittyverkoston kehittäminen voidaan nähdä keskeisenä osana ekologisesti toimivan ja kestävän kaupunkiympäristön rakentamista.

5.2 Aineistojen rajoitteet ja menetelmällinen pohdinta

Tässä tutkimuksessa aineistojen laatuun ja yhteensopivuuteen liittyy joitakin epävarmuustekijöitä. Aineistot ovat eri organisaatioiden tuottamia, eri tarkoituksiin laadittuja ja osin myös eri ajankohtina kartoitettuja. Tällöin niiden tarkkuus, kattavuus ja luokitukset eivät ole täysin yh-

teneviä. Tämä voi vaikuttaa siihen, miten hyvin analyysi kuvaa todellista nykytilannetta. Lisäksi aineistoihin liittyy ajallista epäyhtenäisyyttä, sillä käytetyt paikkatietoaineistot ovat eri vuosilta eivätkä siten kuvaa täysin samaa ajankohtaa. Tämän vuoksi analyysi ei välttämättä vastaa kaikilta osin tutkimusalueen nykyistä maankäyttöä tai niittyelinympäristöjen tämänhetkistä tilaa.

Aineistojen kattavuuteen ja tarkkuuteen liittyy myös alueellisia ja aineistokohtaisia rajoitteita. Esimerkiksi luontoselvityksistä digitoidut alueet, kuten kalliokedot, painottuvat alueille, joilla on tehty selvityksiä. Tällöin osa kohteista on voinut jäädä tunnistamatta muilta alueilta. Lisäksi kaikkia perinnebiotooppeja tai sellaisiksi kunnostettavissa olevia alueita ei ole todennäköisesti tunnistettu inventoinneissa (Kuusela ym. 2022), jolloin myös niiden osalta aineistossa voi olla puutteita. Tämä voi johtaa erityisesti pienialaisten ja harvinaisten elinympäristöjen aliedustukseen analyysissä. Lisäksi aineistojen mittakaava ja tarkkuus vaihtelevat. Esimerkiksi CORINE-maanpeiteaineisto ei välttämättä tunnista pienialaisia tai kapeita niittymäisiä kohteita yhtä tarkasti kuin yksityiskohtaisemmat aineistot, mikä voi vaikuttaa erityisesti reunavyöhykkeiden ja pinta-alaltaan pienempien kohteiden tunnistamiseen.

Kaikkia niittyverkoston kannalta mahdollisesti merkittäviä tukialueita ei myöskään sisällytetty analyysiin. Esimerkiksi tienpientareita ei kartoitettu systemaattisesti, vaikka ne voivat paikoin toimia tärkeinä uuselinympäristöinä ja ekologisina yhteyksinä niittyalueiden välillä (Lampinen 2020). Niiden huomioiminen koko tutkimusalueella olisi edellyttänyt olemassa olevaa aineistoa tai suurempaa työmäärää. Tämän vuoksi analyysi voi aliarvioida verkoston kytkeytyneisyyttä alueilla, joissa yhteyksien välillä on tienpientareita. Näistä rajoitteista huolimatta aineisto antaa perustellun kuvauksen Naantalın niittyverkoston rakenteesta ja alueellisesta jakautumisesta tutkimusalueella.

Tutkimuksessa käytetyt paikkatietopohjaiset menetelmät soveltuvat hyvin niittyverkoston tarkasteluun laajalla tutkimusalueella, jossa tavoitteena on muodostaa kokonaiskuva elinympäristöjen rakenteesta ja niiden välisistä yhteyksistä. Rakenteellisen kytkeytyneisyyden tarkastelu on soveltuva valinta erityisesti tilanteessa, jossa lajikohtaista liikkumistietoa ei ole saatavilla (LaPoint ym. 2015). Menetelmä mahdollistaa niittyverkoston keskeisten piirteiden, kuten ydin- ja tukialueiden sijoittumisen sekä niiden välisten yhteyksien analyysin. Tällöin se tukee tutkimuksen tavoitetta hahmottaa verkoston rakennetta ja tunnistaa sen kannalta keskeisiä alueita, jotka voidaan huomioida maankäytön suunnittelussa ja hoitotoimenpiteiden kohdentamisessa. Menetelmä mahdollistaa myös tulosten esittämisen visuaalisessa ja määrällisessä muodossa,

mikä tukee ekologisesti tärkeiden kohteiden tunnistamista ja eri suunnitteluvaihtoehtojen vertailua (Bergsten & Zetterberg 2013).

Niittyverkoston kytkeytyneisyyden ja keskittymien määrittelyyn liittyy kuitenkin menetelmällisiä epävarmuustekijöitä, sillä käytetyt kynnsarvot eivät ole ekologisesti yksiselitteisiä tai yleispäteviä. Perinnebiotooppien verkoston minimikytkeytyneisyydestä ei ole tarkkoja arvioita, sillä lajien levittäytymiskyky vaihtelee (Kuusela ym. 2022), eikä myöskään ydinalueille ole olemassa yksiselitteistä minimikokoa, vaan niiden raja-alue on tehtävä tapauskohtaisesti (Mäkelä & Salo 2024). Tässä tutkimuksessa kytkeytyneisyyttä tarkasteltiin 200 metrin etäisyyskynnyksen avulla ja ydinalueiden muodostamat niittykeskittymät rajattiin puskurianalyysin sekä vähintään 4 hehtaarin pinta-alakriteerin perusteella. Valitut arvot ovat yleistä, jotka eivät perustu yksittäisten lajien tarkkaan levittäytymiskykyyn tai tiettyyn ekologiseen prosessiin, mutta mahdollistavat verkoston tarkastelun yleisellä tasolla. Kynnsarvot vaikuttavat suoraan tuloksiin, sillä suuremmat arvot korostavat verkoston kytkeytyneisyyttä, kun taas pienemmät tuottavat pirstoutuneemman rakenteen. Näin ollen verkoston rakenne on osittain riippuvainen tehdyistä menetelmällisistä valinnoista. Tästä huolimatta valitut arvot ovat tutkimusasetelman kannalta perusteltuja ja mahdollistavat niittyverkoston rakenteen tarkastelun.

Tutkielmassa tehty analyysi koskee verkoston rakenteellista kytkeytyneisyyttä, jolloin saadut tulokset eivät kerro lajikohtaisesti toiminnallisesta kytkeytyneisyydestä. Ekologisesta näkökulmasta toiminnallisen kytkeytyneisyyden tarkastelu olisi merkityksellisempää, koska se kuvaa lajien yksilöiden kykyä levittäytyä elinympäristölaikkujen välillä ja asuttaa uusia laikkuja (Kuusela ym. 2022). Tutkielmassa tarkasteltu rakenteellinen kytkeytyneisyys tarjoaa lähtökohdan toiminnallisen kytkeytyneisyyden arviointiin tai ennustamiseen. On kuitenkin tärkeää ottaa huomioon se, että rakenteelliset yhteydet eivät aina vastaa suoraan toiminnallista käyttäytymistä (Hashemi ym. 2024). Lisäksi tutkimuksissa on osoitettu, että monet lajit voivat levittäytyä myös elinympäristöjen ulkopuolisten alueiden kautta, mikä ei välttämättä tule esiin rakenteellisissa analyyseissä (Keeley ym. 2021). Jatkotutkimuksessa voitaisiin tarkastella niittyverkoston toiminnallista kytkeytyneisyyttä tarkemmin rajatulla kohdealueella ja mahdollisesti myös lajikohtaisesti, jotta saataisiin tarkempaa tietoa lajien liikkumisesta ja levittäytymismahdollisuuksista niittyverkostossa.

Kokonaisuutena käytetty menetelmä soveltuu hyvin tämän tutkielman tavoitteeseen tuottaa yleiskuva Naantalien niittyverkoston rakenteesta ja tunnistaa sen kehittämisen kannalta keskeisiä alueita. Vaikka menetelmä ei yksin riitä kuvaamaan verkoston ekologista toimivuutta täysin,

se tarjoaa käyttökelpoisen ja alueellisesti vertailukelpoisen perustan jatkotarkasteluille. Jatkossa analyysiä olisi hyödyllistä täydentää maastotarkasteluilla, uuselinympäristöjen ja tukialueiden tarkemmalla kartoituksella sekä tarvittaessa lajikohtaisella toiminnallisen kytkeytyneisyyden arvioinnilla.

Kiitokset

Haluan esittää kiitokset työni ohjaajalle Niina Käyhkölle sekä Titta Vikstedtille ja Suomen Luonnonsuojeluliitolle yhteistyöstä ja työn tukemisesta. Lisäksi kiitän Naantalin kaupunkia mahdollisuudesta toteuttaa tämä tutkielma.

Lähteet

- Bergsten, A. & Zetterberg, A. (2013) To model the landscape as a network: a practitioner's perspective. *Landscape and Urban Planning* 119 35–43. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.06.009>
- Calabrese, J. M. & Fagan, W. F. (2004) A comparison - shopper's guide to connectivity metrics. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2(10) 529–536. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2004\)002\[0529:acgtcm\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2004)002[0529:acgtcm]2.0.co;2)
- CORINE maanpeite 2018 (2018) Suomen ympäristökeskus, Helsinki. <https://ckan.ymparisto.fi/dataset/corine-maanpeite-2018> 6.1.2026
- Curtin, K. M. (2008) Network analysis, network data structures. Teoksessa Kemp, K. K. (toim.) *Encyclopedia of geographic information science*, 310–317. Sage Publications.
- De Montis, A., Caschili, S., Mulas, M., Modica, G., Ganciu, A., Bardi, A., ... & Fichera, C. R. (2016) Urban–rural ecological networks for landscape planning. *Land Use Policy* 50 312–327. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.10.004>
- Eriksson, O., Cousins, S. A. O. & Bruun, H. H. (2002) Land-use history and fragmentation of traditionally managed grasslands in Scandinavia. *Journal of Vegetation Science* 13(5) 743–748. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2002.tb02102.x>
- Faehnle, M. (2013) *ViherKARA: Kaupunkiseutujen vihreän infrastruktuurin käsitteitä*. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 39/2013. <http://hdl.handle.net/10138/42483>
- Fahrig, L. (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34(1) 487–515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Farina, A. (2006) *Principles and methods in landscape ecology: toward a science of landscape*. 2. p. Springer, Dordrecht.
- Fischer, J. & Lindenmayer, D. B. (2007) Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16(3) 265–280. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00287.x>
- Forman, R. T. T. & Godron, M. (1981) Patches and structural components for a landscape ecology. *BioScience* 31(10) 733–740. <https://doi.org/10.2307/1308780>
- Forman, R. T. T. (1995) *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge.

- Forss, S. (2024) *Perinnebiotooppien valtakunnallisen inventoinnin päivitys: Yhteenvedo Suomen perinnebiotooppien tilasta 2023*. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
<http://hdl.handle.net/10138/585594>
- Gardiner, M. M., Riley, C. B., Bommarco, R. & Öckinger, E. (2018) Rights-of-way: a potential conservation resource. *Frontiers in Ecology and the Environment* 16(3) 149–158.
<https://doi.org/10.1002/fee.1778>
- Gorris, P., Bodin, Ö., Giralt, D., Hass, A. L., Reitalu, T., Cabodevilla, X., ... & Westphal, C. (2025) Social-ecological perspective on European semi-natural grassland conservation and restoration: key challenges and future pathways. *Biological Conservation* 304 111038. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2025.111038>
- Gummerus-Rautiainen, P., Alanen, A., Eisto, K., Ilmonen, J., Keskinen, H., Krüger, H., ... & Siitonen, J. (2021) *Helmi-elinympäristöohjelma 2021–2030: Valtioneuvoston periaatepäätös*. Valtioneuvosto, Helsinki.
- Hæggström, C.-A., Peiponen, J., Heikkilä, T. & Vuokko, S. (1995) *Toukohärkä ja kultasiipi: niityt ja niiden hoito*. Otava, Helsinki.
- Hagen, M., Kissling, W. D., Rasmussen, C., Carstensen, D. W., Dupont, Y. L., Kaiser-Bunbury, C. N., ... & Tylianakis, J. M. (2012) Biodiversity, species interactions and ecological networks in a fragmented world. *Advances in Ecological Research* 46 89–210.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-396992-7.00002-2>
- Hanski, I. (2007) *Kutistuva maailma: elinympäristöjen häviämisen populaatioekologiset seuraukset*. Gaudeamus, Helsinki. <https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-495-598-0>
- Hashemi, R., Darabi, H., Hashemi, M. & Wang, J. (2024) Graph theory in ecological network analysis: a systematic review for connectivity assessment. *Journal of Cleaner Production* 472 143504. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.143504>
- Hirvonen, A. (2021) *Niityt ja maisemapellot RAMS-luokituksessa*. <https://luontokunnat.syke.fi/wp-content/uploads/sites/4/2024/02/Niityt-ja-maisemapellot-RAMS-luokituksessa.pdf> 10.2.2026.
- Huang, X., Wang, H., Shan, L. & Xiao, F. (2021) Constructing and optimizing urban ecological network in the context of rapid urbanization for improving landscape connectivity. *Ecological Indicators* 132 108319. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108319>
- Huhta, A. (2021) *Opas perinnemaisemiin: niityt, kedot, ahot ja metsälaitumet*. Vastapaino, Tampere.

- IPBES (2019) *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Bronzizio, E. S., Settele, J., Díaz, S. & Ngo, H. T. (toim.) IPBES Secretariat, Bonn, Germany. <https://doi.org/10.5281/zenodo.6417333>
- Jalkanen, J., Mahlio, O., Nieminen, E., Kassi, T., Luoma, E., Huttunen, J., ... & Lähde, E. (2026) *Rakennetun ympäristön luontotyytit ja niiden ekologisen tilan arviointi*. Green Building Council Finland, Helsinki. <https://figbc.fi/julkaisut/rakennetun-ympariston-luontotyytit-ja-niiden-ekologisen-tilan-arviointi> 29.3.2026.
- Jylhäkangas, T. & Esala, M. (2002) *Niittykasvien kasvupaikkavaatimukset maaperän suhteen*. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, Jokioinen.
- Karilas, A., Oksman, S. & Anttola, A. (2021) *Perinnekeidoista kaupunkiniittyihin: Helsingin niittyverkoston kehittäminen*. Helsingin kaupunki, kaupunkiympäristön toimiala, Helsinki.
- Karilas, A., Riikonen, A. & Lupunen, E. (2023) *Niittyjen kehittämisen työkalupakki: opas niittyverkoston huomioimiseen Helsingissä*. Helsingin kaupunki, kaupunkiympäristön toimiala, Helsinki.
- Kaupungin perinnebiotoopit ja niiden hoito (s.a.) Naantalin kaupunki, Naantali. <https://www.naantali.fi/fi/asuminen-ja-ymparisto/luonto-ja-ymparisto/kaupungin-perinnebiotoopit-ja-niiden-hoito> 11.12.2025
- Keeley, A. T. H., Beier, P. & Jenness, J. S. (2021) Connectivity metrics for conservation planning and monitoring. *Biological Conservation* 255 109008. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109008>
- Kirk, H., Soanes, K., Amati, M., Bekessy, S., Harrison, L., Parris, K., ... & Threlfall, C. (2023) Ecological connectivity as a planning tool for the conservation of wildlife in cities. *MethodsX* 10 101989. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2022.101989>
- Klemola, H. & Haapaniemi, A. (2012) *Kaupunkiniityt: elinvoimaa elävästä perinnöstä*. Varsinais-Suomen ELY-keskus, Turku. <https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-257-700-9>
- Kuntaliitto (s.a.) *Naantali*. Kuntaliitto, Helsinki. <https://www.kuntaliitto.fi/kunnat/naantali> 10.11.2025
- Kuusela, S., Annala, M., Kontula, T., Leikola, N., Määttänen, A.-M., Virkkala, R. & Virtanen, E. (2022) *Kohti kattavaa suojelualueverkostoa: luonnon monimuotoisuuden turvaamisen painopisteet Suomessa*. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 18/2022. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. <http://hdl.handle.net/10138/344399>

- Lampinen, J. (2020) The conservation of declining grassland species in novel habitats. Turun yliopisto.
- LaPoint, S., Balkenhol, N., Hale, J., Sadler, J. & van der Ree, R. (2015) Ecological connectivity research in urban areas. *Functional Ecology* 29(7) 868–878.
<https://doi.org/10.1111/1365-2435.12489>
- Lehtomaa, L. (2000) *Varsinais-Suomen perinnemaisemat = Egentliga Finlands vårdbiotoper*. Lounais-Suomen ympäristökeskus, Turku.
- Lehtomaa, L., Ahonen, I., Hakamäki, H., Häggblom, M., Jutila, H., Järvinen, C., ... & Vuomajoki, M. (2018) Perinnebiotoopit. Teoksessa Kontula, T. & Raunio, A. (toim.) *Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018: Luontotyyppien punainen kirja. Osa 1: Tulokset ja arvioinnin perusteet*. Suomen ympäristö 5/2018, 225–253. Suomen ympäristökeskus & Ympäristöministeriö, Helsinki. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-11-4816-3>
- Maastotietokanta (2026) Maanmittauslaitos, Helsinki. <https://www.maanmittauslaitos.fi/kartat-ja-paikkatieto/aineistot-ja-rajapinnat/tuotekuvaukset/maastotietokanta> 6.1.2026
- Maatalousmaa 2021 (2021) Suomen ympäristökeskus, Helsinki. <https://ckan.ymparisto.fi/dataset/maatalousmaa-2021> 6.1.2026
- Mäkelä, K. & Salo, P. (2024) *Luontoselvitykset ja luontovaikutusten arviointi: opas tekijälle, tilaajalle ja viranomaiselle*. 2. korjattu p. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Minor, E. & Urban, D. (2008) Graph-theory framework for evaluating landscape connectivity and conservation planning. *Conservation Biology* 22(2) 297–307.
<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00871.x>
- Naantalin perinnebiotooppiopas (2024). Naantalin kaupunki, Naantali. <https://www.naantali.fi/sites/default/files/media/file/Naantalin%20perinnebiotooppiopas.pdf> 10.2.2026
- Norton, B. A., Bending, G. D., Clark, R., Corstanje, R., Dunnett, N., Evans, K. L., ... & Warren, P. H. (2019) Urban meadows as an alternative to short mown grassland: effects of composition and height on biodiversity. *Ecological Applications* 29(6) 1095–1115.
<https://doi.org/10.1002/eap.1946>
- Pascual-Hortal, L. & Saura, S. (2006) Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology* 21(7) 959–967. <https://doi.org/10.1007/s10980-006-0013-z>
- Perinnebiotoopit (2025) Suomen ympäristökeskus, Helsinki. <https://ckan.ymparisto.fi/dataset/perinnebiotoopit> 10.2.2026

- Pickett, S. T. A. & Cadenasso, M. L. (1995) Landscape ecology: spatial heterogeneity in ecological systems. *Science* 269(5222) 331–334.
<https://doi.org/10.1126/science.269.5222.331>
- Pykälä, J. (2001) *Perinteinen karjatalous luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä*. Suomen ympäristö 495. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Rayfield, B., Fortin, M.-J. & Fall, A. (2011) Connectivity for conservation: a framework to classify network measures. *Ecology* 92(4) 847–858. <https://doi.org/10.1890/09-2190.1>
- Saaristo (s.a.) Naantalin kaupunki, Naantali. <https://www.naantali.fi/fi/asuminen-ja-ymparisto/asuminen/saaristo> 10.12.2025
- SYKE (2022) *Perinnebiotooppien uhanalaisuus*. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
<https://www.ymparisto.fi/fi/luonto-vesistot-ja-meri/luonnon-monimuotoisuus/luontotyyppien-monimuotoisuus/luontotyyppien-uhanalaisuus/perinnebiotoopit> 10.12.2025
- Szabó, S., Novák, T. & Elek, Z. (2012) Distance models in ecological network management: a case study of patch connectivity in a grassland network. *Journal for Nature Conservation* 20(5) 293–300. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2012.06.002>
- Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. P. & Toivonen, T. (2004) *Elämää pellossa: Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus*. Edita, Helsinki.
- Tiang, D., Morris, A., Bell, M., Gibbins, C., Azhar, B. & Lechner, A. (2021) Ecological connectivity in fragmented agricultural landscapes and the importance of scattered trees and small patches. *Ecological Processes* 10(1) 20. <https://doi.org/10.1186/s13717-021-00284-7>
- Tilastokeskus (2025) *Kuntien avainluvut -tietokanta*. Tilastokeskus, Helsinki.
<https://stat.fi/tup/kuntien-avainluvut.html#?active1=KU529&year=2025> 10.12.2025
- Tilastot, kuntakortti (s.a.) Naantalin kaupunki, Naantali. <https://www.naantali.fi/fi/naantali-tieto/tilastot> 10.12.2025
- Turner, M. G. & Gardner, R. H. (2015) *Landscape ecology in theory and practice: pattern and process*. 2. p. Springer, New York. <https://doi.org/10.1007/978-1-4939-2794-4>
- Turner, M. G. (1989) Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20(1) 171–197. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.20.110189.001131>
- Urban, D. & Keitt, T. (2001) Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology* 82(5) 1205–1218. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[1205:LCAGTP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[1205:LCAGTP]2.0.CO;2)

- Vainio, M., Kekäläinen, H., Alanen, A. & Pykälä, J. (2001) *Suomen perinnemaisemat: Perinnemaisemaprojektin valtakunnallinen loppuraportti*. Suomen ympäristö 527. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Väre, S. & Krisp, J. (2005) *Ekologinen verkosto ja kaupunkien maankäytön suunnittelu*. Suomen ympäristö 780. Ympäristöministeriö, Helsinki.
- Vierikko, K., Salminen, J., Niemelä, J., Jalkanen, J. & Tamminen, N. (2014) *Helsingin kestävä viherrakenne: Miten turvata kestävä viherrakenne ja kaupunkiluonnon monimuotoisuus tiivistyvässä kaupunkirakenteessa – kaupunkiekologinen tutkimusraportti*. Helsingin kaupunkisuunnitteluviraston yleissuunnitteluosaston selvityksiä. Helsingin kaupunkisuunnitteluvirasto, Helsinki.
- Ympäristö- ja ilmasto-ohjelma 2024–2030 (s.a.) Naantalin kaupunki, Naantali.
https://www.naantali.fi/sites/default/files/media/file/Ymp%C3%A4rist%C3%B6-%20ja%20ilmasto-ohjelma%202024-2030_0.pdf 10.12.2025
- Yu, H., Liu, X., Kong, B., Li, R. & Wang, G. (2019) Landscape ecology development supported by geospatial technologies: a review. *Ecological Informatics* 51 185–192.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2019.03.006>