

Jens Kjeldstad Salater

# En kvantitativ studie av visuell eksponering av urbane trær ved bruk av synlighetsanalyser

Implikasjoner, bruksområder og assosierte effekter

Masteroppgave i Fysisk planlegging

Veileder: Yngve Karl Frøyen

Juni 2022



Jens Kjeldstad Salater

# En kvantitativ studie av visuell eksponering av urbane trær ved bruk av synlighetsanalyser

Implikasjoner, bruksområder og assosierte effekter



Masteroppgave i Fysisk planlegging  
Veileder: Yngve Karl Frøyen  
Juni 2022

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet  
Fakultet for arkitektur og design  
Institutt for arkitektur og planlegging



Kunnskap for en bedre verden



# Sammendrag

## Norsk

Det er mange faktorer som må tas i betraktning i byplanlegging og -utvikling. En av disse faktorene er tilgjengelighet til og synlighet av urban natur og grønt. Denne oppgaven vil ta utgangspunkt i den visuelle eksponering av urbane trær i Trondheim. Formålet her er å skape et kunnskapsgrunnlag som kan være av relevans for fremtidig arealplanlegging og byutvikling. Et bedre kunnskapsgrunnlag kan bidra til å identifisere områder med behov for økte prioriteringer når det gjelder inkorporeringen av urbant grønt. For å gjennomføre en slik kartlegging og analyse vil denne oppgaven ta utgangspunkt i avhandlingen til Cimburova og Blumentrath (2022).

Samlet setter dette rammene for oppgaven overordnede problemstilling: «*Ved bruk av metodikken for synlighetsanalyser utviklet i Cimburova og Blumentraths avhandling fra 2022, hvilke implikasjoner, bruksområder og assosierte effekter kan vises for studieområdet Trondheim?*». Den overordnede problemstillingen er inndelt i tre hovedelementer, som alle representerer sentrale spørsmål om implikasjoner, bruksområder, og assosierte effekter. For å besvare den overordnede problemstillingen vil det videre vises til fire tilhørende forskningsspørsmål.

Tidligere forskning vil bli fremhevet for å gi en teoretisk forankring til oppgaven. Forskningen vil belyse aspekter som fysisk og mental helse, klimaendringer og klimatilpasning, transport- og rutevalg, samt økosystemtjenester. Alle disse kan knyttes til betydningen av natur og grønt i våre urbane miljøer. Det vil i tillegg utføres en empirisk gjennomgang for å belyse utfordringer, strategier og planer i kommunal regi for Trondheim. Dette viser til at urban natur og grønt er viktige premisser for kommunen, og viktige elementer for kommunens innbyggere. Den teoretiske og empiriske gjennomgangen vil belyse oppgavens relevans og formål, samtidig som det danner et grunnlag for diskusjonskapittelet.

Metoden som benyttes i oppgaven er basert på Cimburova og Blumentraths avhandling fra 2022. Avhandlingen fokuserer på synlighetsanalyser av urbane trær i Oslo. Noe av formålet for denne oppgaven er å bruke samme metodologiske tilnærmingen for å undersøke om resultatene kan repliseres for et nytt studieområde. Imidlertid har det vært nødvendig å utføre ekstra arbeid for å gjenskape resultatene, noe som belyses i oppgavens metodekapittel. Dette gjelder i hovedsak konstruksjonen av nødvendig datagrunnlag, samt en metodologisk gjennomgang av videre analyser basert på synlighetsanalysens resultater.

I samsvar med den overordnede problemstillingen kan oppgaven vise til flere mulige funn. Det kan konkluderes med at den undersøkte metodologiske tilnærmingen for synlighetsanalyser, ved bruk av tilleggsverktøyet `r.viewshed.exposure` i GRASS GIS, kan betraktes som et nyttig analyseverktøy, men med visse forbehold. Det belyses visse implikasjoner i henhold til anvendelse, basert på tilgjengelig datamateriale, prosjektets omfang, kunnskapsgrunnlag og tilgjengelig datautstyr.

Resultatene fra synlighetsanalysen viser variasjoner i den visuelle eksponeringen av urbane trær i ulike deler av Trondheim. Det vil bli fremhevet områder med både høy og lav eksponering innenfor studieområdet. Sistnevnte kan antyde fokusområder for videre grønt utviklingsarbeid. Det kan også antydes enkelte fellestrekk i arealbruk basert på eksponeringsverdier.

Resultatene av synlighetsanalysen undersøkes for å måle effekten av opprustningstiltak i bydelen Ila i Trondheim, samt for å analysere assosierte effekter av sosioøkonomiske og demografiske variabler. Opprustningstiltakene i Ila har ikke resultert i betydelig effekt for eksponeringen av trær i området i henhold til undersøkelsens resultater. Formålet med eksempelet er å vise til mulige bruksområder for synlighetsanalyser i planlegging og utredning. Resultatene av de statistiske analysene for sosioøkonomiske og demografiske variabler konkluderer imidlertid med ingen tydelig sammenheng med variasjonen i eksponeringsverdien. Lokale variasjoner kan likevel observeres. Dette kan indikere at andre faktorer påvirker fordelingen av eksponeringsverdien til urbane trær i Trondheim.

## Engelsk

There are many factors to consider in urban planning and development. One of the factors is the accessibility and visibility of urban nature and green spaces. This thesis will focus on the visual exposure of urban trees in Trondheim. The goal here is to create a knowledge base that can be relevant to future planning and urban development. A better knowledge base can help identify areas that need increased prioritization when it comes to incorporating urban greenery. In carrying out this mapping and analysis, this thesis will rely on the research conducted by Cimburova and Blumentrath (2022).

Collectively, this amounts to the framework for the thesis' main research question: "*Using the visibility analysis methodology developed by Cimburova and Blumentrath's dissertation from 2022, what implications, applications, and associated effects can be identified for the study area of Trondheim?*". The main research question is further divided into three main elements, all of which represent key questions regarding implications, applications, and associated effects. To answer the main research question, four associated sub-research questions will be addressed.

Previous research will be highlighted to provide a theoretical foundation of the thesis. The research will shed light on aspects such as physical and mental health, climate change and adaptation, transportation and route choices, as well as ecosystem services. All of these can be linked to the importance of nature and greenery in our urban environments. Additionally, an empirical review will be presented to illuminate challenges, strategies, and plans at the municipal level. This demonstrates that nature and greenery are important considerations for the municipality and its residents. The theoretical and empirical review will highlight the relevance and goal of this thesis, while also forming the basis for later discussions.

The methodology used in the task is based on Cimburova and Blumentrath's dissertation from 2022. The dissertation focuses on visibility analysis of urban trees in Oslo. One of the goals of this thesis is to apply the same methodological approach to investigate if the results can be replicated for a new study area. However, additional work has been necessary to reproduce the results, which will be explained in the methodology chapter. This mainly pertains to the construction of the necessary data foundation and a methodological review of future analyses based on the results of the visibility analysis.

In accordance with the research question, this thesis can yield several possible findings. It can be concluded that the investigated methodological approach for visibility analysis, using the addon tool *r.viewshed.exposure* in GRASS GIS, can be considered a useful analytical tool, however under certain conditions. Certain implications regarding application are highlighted based on available data, project scope, knowledge base, and available computer equipment.

The result so the visibility analysis show variation in the visual exposure of urban trees in different parts of Trondheim. Areas with both high and low exposure within the study area will be emphasized. The latter may suggest areas of focus for further green development work. Certain patterns of land use can also be indicated based on exposure values.

The result of the visibility analysis is examined to measure the effect of redevelopment measures in the neighborhood of Ila in Trondheim, as well as to analyze associated effects of socio-economic and demographic variables. The redevelopment measures in Ila have not resulted in a significant effect on three exposure in the area according to the results of the study. The goal of this example is to demonstrate potential applications for visibility analysis in planning related contexts. However, the results of the statistical analyses for socio-economic and demographic variables, conclude with no clear associated effects in regards of the exposure value of urban trees. Nevertheless, can local variations still be observed. This may indicate that other factors influence the distribution of exposure values of urban trees in Trondheim.

# Forord

Denne masteroppgaven representerer avslutningen på masterprogrammet i fysisk planlegging ved institutt for arkitektur og planlegging ved NTNU. Samtidig representerer det en avslutning på totalt 20 år langt utdanningsløp.

Arbeidet som er nedlagt her er basert på 6 måneder med utfordringer og ny lærdom. Det har vært tilknyttet mange utfordringer og usikkerheter. Jeg vil derfor rette en stor takk til min veileder Yngve Karl Frøyen for sin bistand under hele arbeidsprosessen. I tillegg vil jeg rette en takk til Bendik Hassel fra Trondheim Kommune, og Zofie Cimburova, en av forfatterne bak avhandlingen som denne oppgaven bygger sitt fundament på. Dere har alle vært imøtekommende og behjelpelige, noe som har gjort arbeidsprosessen enklere. Jeg er derfor svært takknemlig for all hjelp og innspill jeg har mottatt.

Det er gjennomført tidligere arbeider i sammenheng med faget AAR4847 – Teori og metoder for masteroppgaven, fra høsten 2022. Det vil i denne oppgaven bli gjenbrukt tekstformuleringer, struktur eller avsnitt som kan være veldig like eller identiske i henhold til det tidligere arbeidet. Dette vil gjelde kapittel 1: Introduksjon, og kapittel 2: Teori og kunnskapsstatus. Det vil bli markert med «Deler av delkapittel (x) er basert på tidligere arbeider fra Salater (2022)» under hvert delkapittel hvor elementer fra tidligere arbeid er benyttet.

Trondheim, 12 juni, 2023

Jens Kjeldstad Salater



# Innholdsfortegnelse

Sammendrag .....	I
Forord .....	IV
Figurliste .....	VIII
Tabelliste .....	XII
<b>1 Introduksjon</b> .....	<b>1</b>
1.1 Presentasjon av problemstilling og tilhørende forskningsspørsmål .....	2
1.2 Begrepsavklaring .....	4
<b>2 Teori og kunnskapsstatus</b> .....	<b>7</b>
2.1 Teoretisk avgrensning .....	7
2.2 Helsemessige og estetiske effekter av natur, grønt og urbane miljøer .....	8
2.2.1 Forskning på effekter av urbane miljøer på mental helse .....	8
2.2.2 Forskning på effekter av natur .....	9
2.2.3 Forskning på effekter av urbant grønt og trær .....	9
2.2.4 Oppsummerende funn av helsemessige og estetiske effekter av natur, grønt og urbane miljøer .....	11
2.3 Klimaendringer og urbant grønt .....	12
2.3.1 Urban heat island effekten .....	12
2.3.2 Luft- og lydforurensning .....	13
2.3.3 Oppsummerende funn av klimaendringer og urbant grønt .....	14
2.4 Transport- og rutevalg i lys av urbant grønt .....	14
2.4.1 Oppsummering av transport- og rutevalg .....	15
2.5 Økosystemtjenester og sammenhengende grønnstruktur .....	15
2.6 Oppsummering av teoretiske funn og relevans .....	16
2.7 Kunnskapsstatus – kartlegging og analysemetoder for urbant grønt .....	16
<b>3 Empiri</b> .....	<b>19</b>
3.1 Det norske planhierarkiet – hvordan forvaltes urban natur og grønt? .....	20
3.2 Kommunale strategier og målsetninger for urban grøntstruktur og urbane trær .....	21
3.2.1 Kommuneplanens samfunnsdel .....	22
3.2.2 Plan for friluftsliv og grønne områder .....	22
3.2.3 Bestemmelser og retningslinjer til kommuneplanens arealdel .....	24
3.2.4 Oppsummerte funn i kommunale planer .....	24
3.3 Folk i byen og tilhørende byromundersøkelser .....	25
3.4 Planlegging for urbane trær – planmessige krav og veiledere .....	25

3.5 Sosioøkonomiske og demografiske fordelinger i Trondheim .....	29
<b>4 Metode</b> .....	<b>33</b>
4.1 Metodologisk informasjonsheiting .....	33
4.1.1 Forklaring av anvendte programvarer.....	33
4.1.2 Informasjonsheiting .....	34
4.1.3 Informasjonsheiting fra relevante fagpersoner .....	35
4.2 Kartlegging og analysering av visuell eksponering av urbane trær i Trondheim .....	36
4.2.1 Høydeinformasjon gjennom NDSM .....	37
4.2.2 Vegetasjonsfiltrering gjennom CIR og NDVI.....	38
4.2.3 Behandling av høydeinformasjon .....	41
4.2.4 Kombinering av filtreringsprosesser – NDVI og NDSM .....	44
4.2.5 Resterende automatisert filtrering av datagrunnlaget.....	46
4.2.6 Manuell filtrering av datagrunnlaget.....	49
4.2.7 Avgrensning av studieområdet.....	51
4.2.8 Ferdigstilling av datagrunnlag .....	54
4.2.9 Digital Overflatemodell .....	55
4.2.10 En oppsummering av prosessen for konstruksjon av datagrunnlag ....	55
4.2.11 Metodologisk gjennomgang av r.viewshed.exposure i GRASS GIS.....	56
4.3 Anvendelse av synlighetsanalyser for planleggingsorienterte oppgaver .....	57
4.4 Statistiske analyser.....	59
4.4.1 Introduksjon av datamateriale .....	59
4.4.2 Cramer-von Mises test.....	61
4.4.3 Romlige analysemetoder .....	62
4.4.4 Morans I test .....	63
4.4.5 Romlig lag modell .....	64
4.4.6 Geografisk vektet regresjonsmodell.....	65
4.4.7 Visualisering av den geografiske vektete regresjonsmodellen .....	66
<b>5 Resultater</b> .....	<b>68</b>
5.1 Resultater av synlighetsanalysen .....	68
5.2 Anvendelse av synlighetsanalyser for planlegging og utredning .....	75
5.3 Resultater av statistiske analyser .....	79
5.3.1 Carmer-von Mises test.....	79
5.3.2 Morans I test .....	81
5.3.3 Romlig lag modell .....	84

5.3.4 Geografisk vektet regresjonsmodell.....	86
5.3.5 Visualisering av resultater.....	92
<b>6 Diskusjon</b> .....	101
6.1 Diskusjon av implikasjoner og bruksområder tilknyttet den overordnede synlighetsanalysen.....	102
6.1.1 Drøfting av den metodologiske tilnærmingen til synlighetsanalyser ved bruk av Cimburova og Blumentraths utviklede tilleggsverktøy r.viewshed.exposure .....	102
6.1.2 Drøfting av synlighetsanalysens numeriske resultat.....	104
6.1.3 Drøfting av synlighetsanalysens visuelle representasjon .....	106
6.1.4 Eksempler på utfordringer tilknyttet urbane trær – Elgsetergate/Prinsens gate .....	110
6.1.5 Oppsummering av implikasjoner og bruksområder tilknyttet den overordnede synlighetsanalysen .....	112
6.2 Drøfting av bruksområde for synlighetsanalyser: Opprustningstiltak i bydelen Ila.....	112
6.3 Drøfting av statistiske resultater .....	113
6.3.1 Romlige regresjonsmodeller.....	114
6.3.2 Visualisering av lokale statistiske variasjoner.....	116
6.4 Samlet diskusjon av hovedfunn knyttet til teoretiske og empiriske funn ..	117
6.5 Validitet og reliabilitet til resultatene.....	119
6.5.1 Validitet og reliabilitet.....	119
6.5.2 Synlighetsanalyse for urbane trær ved bruk av verktøyet r.viewshed.exposure .....	120
6.5.3 Praktisk anvendelse av synlighetsresultater til planleggingsorienterte oppgaver .....	122
6.5.4 Statistiske analyser.....	123
<b>7 Konklusjon</b> .....	127
7.1 Videre forskning .....	129
<b>8 Referanseliste</b> .....	131
<b>9 Vedlegg</b> .....	144
9.1 Vedlegg 1 .....	144
9.2 Vedlegg 2.....	151

## Figurliste

Figur 1: Sammenhengen mellom overflatetemperatur og atmosfæretemperatur som forklaring for «urban heat island» effekten (United States Environmental Protection Agency, u.d.).....	12
Figur 2: Representasjon av temperaturreguleringseffekter av ulike overflatetyper. (Hesselerová et al., 2022, s.9).....	13
Figur 3: Historisk utvikling av Trondheims bebyggelse fra 1905 til 2015. (Trondheim Kommune, 2019, s. 8).....	19
Figur 4: Det norske planhierarkiet i tre nivå. Illustrasjon basert på Hansen (2019), s.173.....	20
Figur 5: Figur: Utsnitt fra normtegnning for omramming av trær i fast dekke. (Trondheim Kommune, 2022b).....	26
Figur 6: Normtegnning for planting av trær. Illustrasjonen er behandlet for å gi en representasjon av hvilke krav som stilles over og under bakken for planting av trær. Illustrasjon basert på Trondheim Kommune (2022c). ....	26
Figur 7: Inndeling av fortauet i soner med breddekrav målt i meter. (Statens Vegvesen, 2022a, s. 19). ....	27
Figur 8: Eksempel på gatetverrsnitt med soneinndelingen. Legg merke til at møbleringssonen er sonen som tillater for trær. (Statens Vegvesen, 2014, s. 66). ....	28
Figur 9: Eksempler på gateutforming i henhold til arealkrav. Legg merke til den totale bredden som løsningene krever. (Statens Vegvesen, 2022b, s. 84, 87). Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning. ....	28
Figur 10: Geografisk representasjon av andelen som oppgir dårlig selvopplevd helse. Til venstre for kvinner, til høyre for menn. (Trondheim Kommune, 2021a). Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning. ....	30
Figur 11: Fordeling av opplevd tilgjengelighet til parker og grøntarealer for hvert studieområde. (Trondheim Kommune, 2021b). Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning. ....	30
Figur 12: Sammenligning av inntektsforskjeller i Trondheim. Til venstre: samlet inntekt før skatt innenfor laveste inntektskvintil. Til høyre: samlet inntekt før skatt innenfor høyeste inntektskvintil. (Trondheim Kommune, 2021c). Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning. ....	31
Figur 13: eksempel på fremvisning av geodatas datasett med variabelen antall_per som representerer gjennomsnittlig antall personer per celle. Illustrasjonen er basert på Geodatas datasett, Geodata (2023).....	32
Figur 14: Oversikt over datagrunnlag og prosess for synlighetsanalyse av trær med tilleggsverktøyet r.viewshed.exposure. (Cimburova og Blumentrath, 2022, s. 4). ....	37
Figur 15: viser en illustrasjon av prosessen for konstruksjon av en NDSM. GIS-programmet ArcGIS Pro har et standard skriftspråk på Engelsk, noe som gjør oversettelser vanskelig. Bildet viser til fire fargekoder som representerer 1) Info (informasjon), 2) Input (inndata), 3) Tool (verktøy), og 4) Result (resultat). Egenprodusert. Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning. ....	38
Figur 16: Forsøk med ulike NDVI verdier, sammenlignet med eksisterende trær, type 2 feil. Egenprodusert. Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning. ....	40

Figur 17: Tre med lav NDVI-verdi på Bakklandet i Trondheim. Bilde hentet fra Google Earth (Maxar Technologies, 2023). .....	40
Figur 18: Forsøk med ulike NDVI verdier kan resultere i en økt andel type 1 feil, som i dette eksempelet fra Marinen. Det avmerkede området viser til type 1 feil som oppstår på en brygge. Egenprodusert. Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning. ....	41
Figur 19: Denne bryggen er ikke et tre, men oppfattes likevel som det. Bilde hentet fra Google Earth (Maxar Technologies, 2023). .....	41
Figur 20: histogrammet illustrerer høydeinformasjonen i NDSM-laget hvor bygg ikke er inkludert og negative verdier er fjernet. Egenprodusert. ....	42
Figur 21: Eksempel på testing av ulike høydegrenser. Opp til venstre kan man se omrisset rundt en hekk, mens omrisset nede til høyre viser et mindre tre. Egenprodusert. Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning. ....	43
Figur 22: Sammenligningsgrunnlag uten spesifiserte høydegrenser. Egenprodusert. ....	43
Figur 23: Illustrasjon av resultat ved kombinasjonen av NDVI og NDSM. Til venstre representeres resultatet av å kombinere NDVI på 0,21 og NDSM (høyde) på 2-45 meter. I midten er NDVI skalaen representert av CIR-datamaterialet i skala -1 til +1. Til høyre representeres NDSM med høydeinformasjon, men uten bygninger. Egenprodusert. ....	44
Figur 24: Illustrasjon av resulterende kartlegging i tre ulike områder. Til venstre indikeres hvilke celler som blir oppfattet som trær i henhold til NDVI og høydegrensene satt. Til høyre vises det originale CIR-laget. Egenprodusert. ....	45
Figur 25: Eksempel på vegetasjon langs Marinen i Trondheim. Det er ikke enkelt å kategorisere om dette er trær eller annen høy vegetasjon. Som følge av grensene satt oppfattes det som trær i datagrunnlaget. Egenprodusert. ....	46
Figur 26: Eksempelvis er punkter markert i lyseblå registrert som trær i henhold til høyde- og NDVI-grenser. Gule punkter til venstre representerer et faktisk tre. Dette forekommer gjennom en overlapp mellom høy NDVI verdi, høyde og for lav oppløsning på datagrunnlaget. Egenprodusert. ....	47
Figur 27: Eksempel på feilpunkter (gul-oransje) som oppfattes som trær under høyspentledningene (blå). Egenprodusert. ....	48
Figur 28: Elimineringen av høyspentledningene medfører eliminering av enkelte trær. Bilde hentet fra Google Earth (Maxar Technologies, 2023). ....	48
Figur 29: Kartet til venstre viser grønne punkter som representerer gateløp oppfattet som trær. Skjermbildet fra Google Earth til høyre viser de samme punktene. Egenprodusert, basert på bilde fra Google Earth (Maxar Technologies, 2023). ....	49
Figur 30: Eksempel 1, containere i en riktig farge grønn oppfattes som vegetasjon ved bruk av NDVI metoden. Egenprodusert. ....	50
Figur 31: Eksempel 2, ulike objekter som innehar både grønnfarge til å oppfattes på NDVI-skalaen og en høyde på over 2 meter. Egenprodusert. ....	50
Figur 32: Eksempel 3, enkelte båter kan oppfattes som trær med riktig grønnfarge og høyde. Egenprodusert. ....	51
Figur 33: Representasjon av trær som faller innenfor og utenfor SSBs modifiserte tettstedsgrense. Som kartet viser forekommer det også «hull» innenfor SSBs	

tettstedsgrense. Tettstedsgrensen fra SSB er her modifisert med en 100 meter buffer. Egenprodusert. ....	52
Figur 34: Til høyre: SSBs beregning av tettbygde områder. Til venstre: behandling av SSBs datagrunnlag for å inkludere områder ansett som hensiktsmessig for avhandlingen, samtidig som «hull» tettes. Egenprodusert. ...	53
Figur 35: Resultatet av kartleggingen av trær. Til venstre: et binært kart som representerer alle celler med trær og alle celler uten trær. Til høyre: det binære kartet overlatt Ortofoto av Trondheim. Egenprodusert. Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning. ....	55
Figur 36: Illustrasjon av gjennomførte steg i behandlingen av datagrunnlagene. Anvendt GIS-programvare er her ArcGIS Pro, med et standard skriftspråk på Engelsk. Det vises til fire fargekoder som representerer 1) Info (informasjon), 2) Input (inndata), 3) Tool (verktøy), og 4) Result (Resultat). Egenprodusert. Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning. ....	56
Figur 37: Bildet viser en illustrasjon av prosessen for anvendelse av tilleggsverktøyet <code>r.viewshed.exposure</code> i GRASS GIS for synlighetsanalyser. GIS-programmet GRASS GIS har standard skriftspråk på Engelsk, noe som gjør oversettelser vanskelig. Bildet viser til fire fargekoder som representerer 1) Info (informasjon), 2) Input (inndata), 3) Tool (verktøy), og 4) Result (Resultat). Egenprodusert. Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning. ....	56
Figur 38: Oversikt over tiltaksområde og felte trær. Egenprodusert illustrasjon, basert på bilde fra Google Earth (Maxar Technologies, 2023). ....	57
Figur 39: Kartlegging av berørte trær gjennom feltundersøkelse. Egenprodusert. ....	58
Figur 40: Eksempel på en isolert celle i datamateriale. Egenprodusert. ....	60
Figur 41: Eksempel på eliminering av celler uten befolkningsinformasjon. Egenprodusert. ....	61
Figur 42: Resultatet av synlighetsanalysen gjennom bruk av <code>r.viewshed.exposure</code> før symbologibehandling. Egenprodusert. ....	69
Figur 43: Resultatet av synlighetsanalysen gjennom <code>r.viewshed.exposure</code> for studieområdet Trondheim. Fargeskalaen indikerer styrken av visuell eksponering av de urbane trærne mellom 0,0 til 9,8. Egenprodusert. ....	70
Figur 44: Histogrammet viser til resultatet av synlighetsanalysens verdifordeling. Totalt sett indikeres det at på tvers av hele analyseresultatet er den gjennomsnittlige eksponeringsverdien relativt lav. Egenprodusert. ....	71
Figur 45: Eksempler på «hull» i synlighetsanalysens resultat. Dette forekommer som følge av at det ikke eksisterer noen trær i de spesifikke områdene. Egenprodusert. ....	71
Figur 46: Større områder med lav eksponeringsverdi til urbane trær. Til venstre: områder med lav eksponeringsverdi overlatt resultatene fra synlighetsanalysen. Til høyre: områder med lav eksponeringsverdi overlatt et ortofoto av Trondheim. Egenprodusert. Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning. ....	72
Figur 47: Representasjon av to lokasjoner med sammenhengene lav eksponeringsverdi til urbane trær. Egenprodusert. ....	73
Figur 48: Kartet representerer i gult celler med lavest eksponeringsverdi. Dette kan indikere områder som har et underskudd i eksponering av urbane trær. Egenprodusert. Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning. ....	74

Figur 49: Større områder i Midtbyen med lav eksponeringsverdi til urbane trær. Egenprodusert. ....	74
Figur 50: Kartet representerer situasjonen før fellingen av trær. Det fremheves to eksempler på områder hvor trær er blitt fjernet. Egenprodusert. ....	75
Figur 51: Histogrammet representerer eksponeringsverdien til urbane trær i området før igangsettelse av tiltakene. Egenprodusert. ....	76
Figur 52: Kartet viser resultatet av eliminerte tre-punkter, men ubehandlet høydeinformasjon. Dette resulterer i at trærne ikke gir ut en eksponeringsverdi, men påvirker resultatet ved å blokkere for andre trær. Egenprodusert. ....	76
Figur 53: Histogrammet representerer verdifordelingen som følge av eliminering av tre-punkter, men uten å behandle den digitale overflatemodellen. Egenprodusert. ....	77
Figur 54: Kartet viser resultatet av elimineringen av tre-punkter og behandling av høydeinformasjon. De felte trærne er visuelt fjernet fra resultatene, noe som samsvarer godt med den virkelige situasjonen. Egenprodusert. ....	77
Figur 55: Histogrammet impliserer en lav reduksjon i eksponeringsverdien til urbane trær for hele studieområdet. Egenprodusert. ....	78
Figur 56: Oppsummert kan kartene sammenlignet vise til en reduksjon i styrke på eksponeringsverdi som følge av fellingen av trær. Imidlertid vises det til en relativt liten endring i gjennomsnittsverdi. Egenprodusert. Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning. ....	78
Figur 57: Variasjon i lokal R-kvadratverdi for de to datasettene. Egenprodusert. Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning. ....	93
Figur 58: En visualisering av variasjonen i lokale koeffisientestimater for variabelen bot_blokk. Egenprodusert. Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning. ....	95
Figur 59: En visualisering av variasjonen i lokale koeffisientestimater for variabelen for_snittf. Egenprodusert. Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning. ....	96
Figur 60: En visualisering av variasjonen i lokale koeffisientestimater for variabelen utn_hogsko. Egenprodusert. Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning. ....	98
Figur 61: En visualisering av variasjonen i lokale koeffisientestimater for variabelen utn_hogs_1. Egenprodusert. Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning. ....	99
Figur 62: Resultatene fra en gjennomført synlighetsanalyse for Trondheim. Egenprodusert. ....	103
Figur 63: Eksempel på områder som omkranser studieområdets avgrensning. Gult representerer her områder med de laveste eksponeringsverdiene. Egenprodusert. ....	105
Figur 64: Illustrert eksempel av påvirkningen vann kan ha på beregningen av gjennomsnittlig eksponeringsverdi. Til venstre: Elveløpet til Nidelva viser til lavere eksponeringsverdier. Til høyre: Områder som Grillstad Marina illustrerer hvordan utbygging ute i fjorden påvirker beregningen av eksponeringsverdi. Egenprodusert. ....	106
Figur 65: Boligbebyggelse overlatt synlighetsanalysens resultat. Egenprodusert. ....	107
Figur 66: To sammenhengende belter av asfaltstruktur representert i synlighetsanalysens resultat. Egenprodusert. ....	108
Figur 67: ortofoto representasjon av områdene karakterisert av lav eksponeringsverdi. Gjør det enklere å sammenligne fellestrekk mellom områdene	

og undersøke hvilke egenskaper som medfører en lav eksponeringsverdi. Egenprodusert. ....	108
Figur 68: De ni utvalgte lav-eksponeringsområder basert på synlighetsanalysens resultater. Egenprodusert. Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning.....	109
Figur 69: Utvalgte områder langs Elgsetergate/Prinsens gate som viser til lave eksponeringsverdier til urbane trær. Egenprodusert.....	110
Figur 70: Eksempel på gateutforming i henhold til arealkrav. (Statens Vegvesen, 2022b, s.84).....	110
Figur 71: Cirka mål på soneinndeling i krysset mellom Prinsens gate og Erling Skakkes gate. Egenprodusert, basert på bilde fra Google Earth (Maxar Technologies, 2023). Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning. ....	111
Figur 72: Cirka mål på soneinndeling i krysset mellom Elgsetergate og Abels gate. Egenprodusert, basert på bilde fra Google Earth (Maxar Technologies, 2023). Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning.....	111
Figur 73: Den røde rammen indikerer at den digitale terrengmodellen har en større utstrekning enn det binære laget som representerer trær. Dette medfører at området langs omkretsen innehar veldig lave eksponeringsverdier, noe som påvirker beregningen av gjennomsnittsverdi. Egenprodusert.....	123

## Tabelliste

Tabell 1: Planens formål. (Trondheim Kommune, 2017, s.3).....	23
Tabell 2: Utsnitt av fagvurderinger av behov for nye anlegg og sikring av områder. (Trondheim Kommune, 2017, s. 7).....	23
Tabell 3: Tabellen viser den gjennomsnittlige NDVI-verdien, «mean». Egenprodusert. ....	39
Tabell 4: Resultatene av romlig lag modell for det ubehandlede datasettet. ....	84
Tabell 5: Resultatene av romlig lag modell for det behandlede datasettet. ....	85
Tabell 6: Resultatene av den geografiske vektete regresjonsmodellen for det ubehandlede datasettet. ....	88
Tabell 7: Fremheving av de statistisk signifikante variablene i GWR-modellen basert på det ubehandlede datasettet. ....	88
Tabell 8: Resultatene av den geografiske vektete regresjonsmodellen for det behandlede datasettet. ....	90
Tabell 9: Fremheving av de statistisk signifikante variablene i GWR-modellen basert på det behandlede datasettet. ....	91



# 1 Introduksjon

Grøntområder og tilgangen til natur har stor betydning for menneskers velvære og trivsel. Uansett om det er barn eller voksne, har tilgangen til grønt i urbane områder positive effekter som økt fysisk aktivitet, sosialt velvære eller mental utvikling (European Environment Agency, 2020). Historisk sett har betydningen av grøntområder i byer vært anerkjent ved ulike byplanleggingsideer. Konsepter som hagebyer, drabantbyer, og urbane hager og parker har alle hatt til hensikt å inkludere natur og grønt i urbane omgivelser. Ideene for inkorporering av natur og grønt var tilknyttet ulike begrunnelser, men med et fellestrekk for folkehelse (Howard, 2022; Granum, 1983; Ludwig, 2021).

Viktigheten av urbant grønt i dag bygger på flere av de samme utfordringene, som folkehelse og velvære, men kan i tillegg tilknyttede nye utfordringer som klimatilpasning og økosystemtjenester. Grøntområder i byene kan blant annet bidra til håndteringen av utfordringer som luft- og lydforurensning, eller effekter som lokal urban oppvarming (Selmi *et al.*, 2016; Zhao *et al.*, 2021; Morabito *et al.*, 2021).

Til tross for betydningen av grønt i urbane områder, står byer overfor en rekke utfordringer. Verdens helseorganisasjon peker på begrensede tilgangsmuligheter til natur og grønt for urbane innbyggere, samtidig som de er utsatt for negative effekter som lyd- og luftforurensning. Videre opplever urbane områder et økende press som følge av befolkningsvekst, begrensede ressurser og økende klimapåvirkning (Verdens Helseorganisasjon, 2017). Denne utviklingen har ført til at byer og tettsteder i dag anslås å ha oppimot 20-30% mindre grønnstruktur enn for 70 år siden, noe som medfører et økt press på eksisterende urbant grønt (Miljødirektoratet, 2022).

For å møte disse utfordringene og bedre planlegge for fremtidig utvikling, er det sentralt å inneha et tilstrekkelig kunnskapsgrunnlag. Et viktig steg i prosessen er å på en effektiv og hensiktsmessig måte kartlegge og analysere dagens situasjonsbilde. I denne oppgaven vil det derfor fokuseres på kartlegging og analyse av visuell eksponering av urbane trær i Trondheim. Ved å bruke den nyutviklede metoden av Cimburova og Blumentrath (2022), vil det kunne belyse relevante funn og bidra til bedre forståelse av det urbane grønne i Trondheim.

I denne oppgaven vil det først belyses relevant forskning for å underbygge relevansen av oppgaven i forhold til dagens situasjon og fremtidige utviklingstrekk. Dette vil blant annet omhandle temaer som helsepåvirkende og estetiske effekter av urbane miljøer og urbant grønt, klimaendringer og forurensning, transport- og rutevalg, og økosystemtjenester og sammenhengende grønnstruktur.

Deretter vil det presenteres kunnskapsstatus spesifikt knyttet til kartlegging og analyse av visuell eksponering av urbant grønt. Tidligere studier har benyttet ulike metoder med ulike fordeler og begrensninger. Den nyutviklede metoden av Cimburova og Blumentrath (2022) vil bli presentert som en tilnærming som tar sikte på å overkomme noen av disse begrensningene.

Et nærmere blikk på empiriske funn vil følge i neste kapittel. Trondheims historiske utvikling, det norske planhierarkiet, kommunale strategier og målsetninger, planrelaterte aspekter knyttet til urbant grønt, samt sosioøkonomisk og demografisk fordeling vil fremheves. Dette vil bidra til å belyse målsetninger og tiltak som er relevante for Trondheim i fremtiden.

Fundamentet for denne oppgaven er å anvende Cimburova og Blumentrath (2022) metodikk for synlighetsanalyser av urbane trær for Trondheim. Dette gjennomføres ved hjelp av deres analyseverktøy *r.viewshed.exposure* i GRASS GIS. Metodekapittelet vil forklare hvordan verktøyet fungerer og hvordan det vil bli anvendt i oppgaven. Det vil også bli presentert andre metodologiske tilnærminger for kartleggingen av urbane trær, og for videre analyser av synlighetsanalysens resultater.

Videre vil resultatene fra analysene bli presentert og tolket, for så å bli drøftet i henhold til teoretiske og empiriske funn. Gjennom denne oppgaven ønskes det å bidra med ny kunnskap om visuell eksponering av urbane trær i Trondheim gjennom anvendelse av synlighetsanalyser, samtidig som det vil presenteres forslag til videre forskning på området (Deler av innledningen er basert på tidligere arbeider fra Salater (2022)).

### 1.1 Presentasjon av problemstilling og tilhørende forskningsspørsmål

Formålet med en problemstilling er å henvise til hva prosjektet skal rette oppmerksomhet mot. For å skape en god problemstilling er det viktig å strebe etter en tydelig og avgrenset, men på samme tid åpen og inkluderende problemstilling som både avklarer oppgavens innhold og valg innenfor faglige og metodologiske retninger. Forskning innebærer å bli kjent med noe som på forhånd er ukjent, og kan på den måten medføre at man først underveis i forskningsprosjektet forstår hva som er mest interessant å undersøke dypere (Thagaard, 2018).

Som omtalt tidligere vil denne oppgaven ha et hovedfokus på bruk av Cimburova og Blumentrath (2022) metode for kartlegging og analysering av visuell eksponering av urbane trær i Trondheim. Det er resultatene fra denne synlighetsanalysen som vil danne fundamentet for oppgaven. En vellykket gjennomføring av Cimburova og Blumentraths metodologiske tilnærming og anvendelsen av analyseverktøyet *r.viewshed.exposure* for GRASS GIS vil sette føringer for videre analyser. Oppsummert setter dette rammene for oppgavens overordnede problemstilling:

- *Ved bruk av metodikken for synlighetsanalyser utviklet i Cimburova og Blumentraths avhandling fra 2022, hvilke implikasjoner, bruksområder og assosierte effekter kan vises for studieområdet Trondheim?*

For å besvare den overordnede problemstillingen, er det nødvendig å formulere fire tilhørende forskningsspørsmål:

1. *Hvilke forutsetninger og krav ligger til grunn for anvendelse av tilleggverktøyet *r.viewshed.exposure* i GRASS GIS?*
2. *Hvordan kan de visuelle resultatene av synlighetsanalysen for Trondheim bidra til en bedre forståelse av eksponeringsverdiene til trær i ulike deler av byen?*
3. *Hvordan kan synlighetsanalyser brukes som et verktøy for kartlegging og informasjonshenting i planlegging og utredning?*
4. *Kan det vises til statistiske assosierte sammenhenger mellom eksponeringsverdi til urbane trær og sosioøkonomiske eller demografiske variabler?*

De fire tilhørende forskningsspørsmålene er i samsvar med den overordnede problemstillingens tre hovedelementer; 1) implikasjoner av metodikken for synlighetsanalyser utviklet av Cimburova og Blumentrath, 2) bruksområder for synlighetsanalyser i planleggingsorienterte oppgaver, og 3) assosierte effekter basert på synlighetsanalysens resultater for studieområdet. Nedenfor vil hvert forskningsspørsmål

bli nærmere forklart, og det vil vises hvordan disse spørsmålene er nødvendige for å besvare de tre hovedelementene i den overordnede problemstillingen.

Forskningsspørsmål 1) «*Hvilke forutsetninger og krav ligger til grunn for anvendelse av tilleggsværktøyet r.viewshed.exposure i GRASS GIS?*» bygger på implikasjonene ved å bruke synlighetsanalyser i henhold til Cimburova og Blumentraths metode fra 2022. Formålet her er å avklare hvor nyttig dette verktøyet kan være, og hvilke krav og forutsetninger som må oppfylles for å gjennomføre en synlighetsanalyse. Dette forskningsspørsmålet kan i tillegg bidra til å svare på andre relaterte spørsmål, som:

- Hvilke fordeler og utfordringer er knyttet til bruken av r.viewshed.exposure i GRASS GIS som et verktøy for synlighetsanalyser?
- Hvilke krav må oppfylles for å bruke r.viewshed.exposure som et effektivt verktøy?

Forskningsspørsmål 2) «*Hvordan kan de visuelle resultatene av synlighetsanalysen for Trondheim bidra til en bedre forståelse av eksponeringsverdiene til trær i ulike deler av byen?*» kan betraktes som det sentrale forskningsspørsmålet i oppgaven. Dette spørsmålet bygger på hva resultatene fra synlighetsanalysen kan indikere om dagens situasjon i Trondheim. Dette er igjen basert på en replisering av arbeidet for en synlighetsanalyse i Oslo gjennom Cimburova og Blumentraths avhandling fra 2022. Dette legger grunnlaget for videre implikasjoner og bruksområder for synlighetsanalyser i oppgaven, og kan bidra til å besvare andre relaterte spørsmål, som:

- Hvor godt kan Cimburova og Blumentraths metode repliseres i andre studieområder, som Trondheim?
- Hva kan resultatene fra synlighetsanalyser i Trondheim indikere, og hvilke fellestrekk kan det vises til for områder med lav eller høy eksponeringsverdi?
- Hvordan kan prioriteringer av ulike arealformål påvirke tilgjengeligheten til urbant grønt og eksponeringen av trær i ulike områder?
- Hvordan kan resultatene fra synlighetsanalyser brukes til å informere og veilede beslutningstakere i utviklingen av urbane trær og økt tilgang til grøntområder i byen?

Forskningsspørsmål 3) «*Hvordan kan synlighetsanalyser brukes som et verktøy for kartlegging og informasjonshenting i planlegging og utredning?*» er basert på anvendelse av synlighetsanalyser i planleggingsorienterte oppgavesammenhenger. Dette spørsmålet bygger spesielt på bruksområdene for synlighetsanalyser i den overordnede problemstillingen. For å besvare dette forskningsspørsmålet vil det bli utført en undersøkelse av opprustningstiltak i bydelen Ila i Trondheim for å måle effekten av disse tiltakene på områdets eksponeringsverdi. Dette kan gi et eksempel på bruksområde for synlighetsanalyser for å evaluere effekten av ulike tiltak og planlagt utbygging i urbane områder. Dette kan også vise til hvordan resultatene kan brukes til å informere og veilede fremtidige planleggingsbeslutninger i henhold til grønne områder og urbane trær. En slik undersøkelse kan bidra til å videre besvare spørsmål som:

- Hvilke effekter opprustningstiltak, inkludert felling av trær, har hatt på den visuelle eksponeringsverdien for urbane trær i Ila?
- Hvordan har den målte eksponeringsverdien endret seg som følge av tiltakene?

Det siste forskningsspørsmålet 4) «*Kan det vises til statistiske assosierte sammenhenger mellom eksponeringsverdi til urban trær og sosioøkonomiske eller demografiske variabler?*» har sammenheng til problemstillingen ved å kunne belyse assosierte effekter, samt et potensielt bruksområde for resultatene av synlighetsanalyser. En slik undersøkelse kan vise

hvilke sosioøkonomiske eller demografiske grupper som kan være spesielt utsatte for negative effekter knyttet til urbane miljøer, og dermed ha et større behov for økt prioritering av urbant grønt i sitt nærmiljø. Dette forskningsspørsmålet kan bidra til å besvare spørsmål som:

- Hvordan påvirker sosioøkonomiske eller demografiske variabler variasjonen i eksponeringsverdien til urbane trær?
- Hvilke områder skiller seg ut med høyere eller lavere estimerte verdier for de undersøkte variablene?
- Hvilke variabler viser statistisk signifikante sammenhenger med eksponeringsverdier, og hva er styrken og retningen til disse sammenhengene?
- Hvordan kan visualisering av resultatene på lokalt nivå bidra til å identifisere geografiske områder med sterke eller svake sammenhenger og forklare kompleksiteten i resultatene?

Samlet sett viser oppgavens overordnede problemstilling og de tilhørende forskningsspørsmålene til en grundig utforskning av metoden for synlighetsanalyser utviklet av Cimburova og Blumentrath (2022) i konteksten av visuell eksponering av urbane trær i Trondheim. Problemstillingen tar sikte på å avdekke implikasjoner, bruksområder og assosierte effekter for studieområdet. De fire forskningsspørsmålene er rettet mot spesifikke aspekter ved problemstillingen, inkludert forutsetninger og krav for bruk av `r.viewshed.exposure` i GRASS GIS, bidraget av visuelle resultater til forståelsen av trærnes eksponeringsverdi, bruken av synlighetsanalyser som et verktøy i planlegging og utredning, og identifiseringen av statistiske sammenhenger mellom eksponeringsverdi og sosioøkonomiske eller demografiske variabler. Ved å svare på disse spørsmålene vil oppgaven kunne gi en innsikt i metodens potensiale, bruksområder og relevans for planlegging, samtidig som den bidrar til en bedre forståelse av sammenhengen mellom eksponeringen av urbane trær og ulike faktorer i Trondheim (Deler av presentasjon av problemstilling og tilhørende forskningsspørsmål er basert på tidligere arbeider fra Salater (2022)).

## 1.2 Begrepsavklaring

Det vil benyttes enkelte tekniske begreper i denne oppgaven. Som følge av at de fleste av programmene som er nødvendig å anvende i denne oppgaven har et standard skriftspråk på engelsk, kan dette medføre at enkelte benevninger eller anvisning inkluderer engelske forklaringer eller ord. Dette er som følge av vanskelige eller lite tilegnede oversettelser til norsk. Som effekt av engelsk som standard skriftspråk vil dette i tillegg kunne resultere i at enkelte forklaringer forekommer på engelsk, som følge av at tid eller kunnskap ikke er tilstrekkelig for å oversette til norsk. For alle eksempler hvor dette er tilfelle er det forsøkt å inkludere tilleggsinformasjon eller forklaringer med den hensikt å gjøre informasjonen tydelig nok til å forstås også av ikke engelsktalende.

I denne seksjonen vil noen konkrete begreper forklares og utdypes.

**GIS:** Geografiske informasjonssystemer. Refererer til programvarer som anvendes til å produsere kart, gjennomføre romlige analyser, samt manipulere og håndtere data (Ferrari og Rae, 2019).

**ArcGIS Pro:** er et lisensbasert geografisk informasjonssystem utgitt av ESRI. ArcGIS Pro karakteriseres som en profesjonell GIS-applikasjon med alle funksjoner som ESRI tilbyr

(ESRI, u.d.-b). Dette er programvaren som benyttes for majoriteten av databehandling og fremstilling i oppgaven.

**GRASS GIS:** Geographic Resources Analysis Support System (GRASS GIS) er et geografisk informasjonssystem med åpen kildekode (Open Source Geospatial Foundation, 2023b). Dette er programvaren som anvendes for gjennomføringen av synlighetsanalyser i oppgaven.

**Rstudio:** en programvare basert på R for gjennomføring av statistiske analyser (NTNU, u.d.).

**Viewshed:** er et engelsk begrep som brukes til å beskrive et område som er synlig fra et bestemt punkt (Oxford English Dictionary Online, 2023). I henhold til oppgaven benevnes det som egenskaper tilknyttet et verktøy innenfor georomlig modellering som utnytter terrengmodelldata for å kartlegge synligheten av et eller flere objekter (Perasova *et al.*, 2015).

**Eksponeringsverdi:** Den beregnede synlighetsverdien til urbane trær basert på synlighetsanalysene. Verdien indikerer hvor høy eksponeringen eller synligheten av trær er på tvers av studieområdet eller lokalt innenfor geografiske avgrensede områder.

**R.viewshed.exposure:** refererer til navnet på tilleggsverktøyet for gjennomføring av synlighetsanalyser i GRASS GIS. Tilleggsverktøyet er laget av Cimburova og Blumentrath (2022) og anvendes i avhandlingen for gjennomføringen av en synlighetsanalyse for Oslo.

**Variabel:** representerer egenskaper som ikke inntar samme verdi for alle enheter som undersøkes. Hver variabel har to eller flere mulige verdier (Rød, 2017).

**Avhengig variabel:** representerer fenomenet eller egenskapen vi ønsker å forklare ved å se på hvordan den påvirkes av ulike uavhengige variabler (Rød, 2017). Den avhengige variabelen i denne oppgaven vil representere gjennomsnittlig eksponeringsverdi til urbane trær per celle.

**Uavhengig variabel:** inkluderer alle potensielle variabler som kan bidra til å forklare variasjonen i den avhengige variabelen (Rød, 2017). I denne oppgaven benyttes det flere variabler for å undersøke mulige påvirkninger og sammenhenger tilknyttet gjennomsnittlig eksponeringsverdi til urbane trær per celle.

**Sosioøkonomiske og demografiske variabler:** er ulike variabler som representerer sosioøkonomisk eller demografisk informasjon. Dette kan representere informasjon som folketall, inntekt, familiestruktur, kjønn og alder (Geodata, u.d.).

**Globalt og lokalt nivå:** globalt nivå vil i denne oppgaven bety hele studieområdet sett under ett. Lokalt nivå indikerer imidlertid variasjoner på cellenivå innad i studieområdet.

**Ubehandlet datasett:** Et av datasettene som benyttes for de statistiske analysene. Dette datasettet innehar celler uten befolkningsinformasjon.

**Behandlet datasett:** Et kopi-datasett som benyttes for de statistiske analysene. I dette datasettet er celler uten befolkningsinformasjon blitt fjernet.

Tekniske navn på variabler som benyttes i statistiske analyser:

- Grid\_views = gjennomsnittlig eksponeringsverdi til urbane trær per celle. Dette representerer den avhengige variabelen.
- Antall\_per = antall personer (befolkningstetthet) per celle.

- Int\_snitti = gjennomsnittlig inntekt per celle.
- For\_snittf = gjennomsnittlig formue per celle.
- Ald\_snitta = gjennomsnittlig alder per celle.
- Bot\_enebol = antall bosatte i enebolig eller våningshus per celle.
- Bot\_blokk = antall bosatte i blokk eller bygård per celle.
- Utn\_hogsko = antall med bachelorgrad per celle.
- Utn\_hogs\_1 = antall med mastergrad eller høyere per celle.

(Geodata, 2023)

## 2 Teori og kunnskapsstatus

Dette kapittelet vil begrunne viktighetene av grønt i urbane miljøer. Kapittelet vil være til dels basert på tidligere nedlagt arbeid i faget AAR4847 – Teori og metoder for masteroppgaven, fra høsten 2022. Dette gjelder spesifikt for forskningsrelaterte teorier som blir presentert i dette kapittelet, hvor tekstformulering, struktur eller avsnitt kan være veldig like, eller identiske i forhold til det tidligere arbeidet.

Urbanitet som et generelt tema er viktig i en stadig mer urbanisert verden. Hvordan mennesker opplever det å bo i byer og hvordan det urbane miljøet påvirker oss er viktig å undersøke for å bedre forstå hva som bør planlegges for, og hva som bør unngås i fremtidig byutvikling. Innenfor temaet urbant grønt er det noen konkrete aspekter som er relevante å fremheve. Tematikken som forekommer som mest relevant i henhold til oppgavens formål er:

- 1) Helsepåvirkende og estetiske effekter av urbane miljøer, natur og urbant grønt,
- 2) Klimaendringer og forurensning,
- 3) Transport- og rutevalg, og
- 4) Økosystemtjenester og sammenhengende grønnstruktur.

I tillegg vil det inkluderes et eget kunnskapsstatuskapittel etter den generelle teoriseksjonen som omhandler den mer spesifikke forskningen på gjennomføringen av kartlegging av visuelt grønt i urbane områder. Dette har som formål å fremheve utviklingen av kartleggings- og analysemetoder frem mot Cimbuova og Blumentrath (2022) avhandling for mål av synligheten til trær gjennom utviklingen av tilleggsverktøyet *r.viewshed.exposure* for programvaren GRASS GIS. Det overordnede formålet med denne avhandlingen vil være å replisere Cimbuova og Blumentraths arbeider for beregning av synlighet til urbane trær i Oslo, men med Trondheim som studieområde.

Det er flere positive egenskaper som kan hentes av å inkorporere grønt i byer og urbane miljø. Teoriseksjonen vil her forklare fire tematiske fordeler tilknyttet urbant grønt basert på nyere relevant forskning. De fire teoretiske seksjonene som vil omtales her omhandler kort oppsummert helseeffekter tilknyttet urbant grønt, klima og miljø, transport- og rutevalg og økosystemtjenester og sammenhengende grønnstruktur.

### 2.1 Teoretisk avgrensning

Tematikken tilknyttet grønnstruktur i urbane miljøer kan karakteriseres som altomfattende og inneholder et nesten utømmelig antall forskningsartikler og studier. Denne masteravhandlingen bygger ikke sitt fundament på å gjennomføre en selvstendig systematisk litteraturgjennomgang, men har som formål å bruke tilgjengelig relevant litteratur for å belyse relevans og faglig kunnskap for å fremheve de positive egenskapene tilknyttet urbant grønt. Dermed er den teoretiske gjennomgangen ikke altomfattende innenfor et tema som i bred forstand inneholder en nesten utømmelig mengde studier og forskning. Som følge av tematikkens bredde gis det dermed ikke et fullstendig bilde av alt som eksisterer av fagfelleverdert kunnskap om et svært omfattende fagfelt. Formålet er likevel å gi en tilstrekkelig god innføring i tematikken for å fremheve hvorfor synligheten til urbane trær er et relevant tema for videre undersøker.

Det vil her presenteres relevante studier og forskning for å underbygge oppgavens formål og tematiske tilnærming til det som i bred forstand kan karakteriseres som urban natur og grønt, og mer konkret omhandler synligheten av urbane trær.

## 2.2 Helsemessige og estetiske effekter av natur, grønt og urbane miljøer

### 2.2.1 Forskning på effekter av urbane miljøer på mental helse

Urbane miljøers effekt på mental helse er et tema som har blitt godt studert. Spesifikt tilknyttet urbane områder er det blitt vist at det blant annet, selv for flere fordeler tilknyttet det å bo urbant, er forbundet med flere negative aspekter. I den sammenheng, ed et syn på mental helse som et folkehelseproblem, viser tall fra 2019 at om lag 270 millioner av verdens befolkning er rapportert å oppleve depresjon (Institute for Health Metrics and Evaluation, 2019). Videre er det vist til at blant annet 74% av den voksne befolkningen i Storbritannia opplever et høyt nivå av stress. Det utbydes videre at selv om stress ikke i seg selv er en mental sykdom, så kan et høyt stressnivå ofte lede til mental sykdom som depresjon, angst, selvskading, eller selvmord (Mental Health Foundation, 2018).

En litteraturstudie gjennomført av Ventriglio *et al.* (2021), av 113 artikler publisert om problematikk relatert til urbane helseproblemer, fremhever bevis for en assosiasjon mellom urbanisering og mentale helseproblemer. Urbanisering er her vist til å påvirke mental helse gjennom sosiale, økonomiske og miljømessige faktorer. Det vises til at de mer vanlige mentale helseproblemene har en høyere rapportert utbredelse i byer. Sosiale forskjeller, sosial usikkerhet, forurensning, og manglende kontakt med naturen er noen av de assosierte faktorene som kan påvirke den mentale helsen til personer i urbane miljøer.

Imidlertid kan Lecic-Tosevski (2019) i sin forskningsartikkel vise til at tematikken rundt urbane miljøer og mental helse, samt årsakssammenhengene som medfører økte mentale helseproblemer, er komplekse og til dels kontroversielle. Lecic-Tosevski mener på sin side at mekanismene som assosieres med urbanitet og mentale helseutfordringer fremdeles fremstår som uklare. I den sammenheng diskuteres det om relasjonen kan være av biologisk eller sosiale og miljømessige faktorer, eller eventuelt en kombinasjon av begge. Det legges her til grunn en sannsynlighet om at det er en synergi mellom effekten av urbanitet og genetisk sårbarhet for mentale helseproblemer. Lecic-Tosveski mener på sin side at det er behov for interdisiplinære og intersektorale handlinger for å møte urbane behov og mentale utfordringer. For å imøtekomme denne tematikken kan dette oppnås ved å forbedre tilgjengelighet til grøntområder og mentale helsetilbud, redusere fattigdom og hjemløshet, og en bedre håndtering av økende utfordringer tilknyttet immigrasjon til byer.

En av Tysklands ledende forskere på stress, professor Mazda Adli, viser i sin artikkel «Urban Stress and Mental Health» (2011) til en sammenheng mellom byplanlegging og neurovitenskap. I artikkelen fremheves det at selv om stress ikke er skadelig per se, så kan stress ha negative påvirkninger på helsen når stress oppleves som kronisk eller når fullstendig restitusjon fra stress ikke er mulig. Sammenhengen ligger i en assosiasjon mellom urbane innbyggere og økt risiko for mentale sykdommer som alvorlig depresjon eller schizofreni. Høyere eksponering av stress og høyere sårbarhet forbundet med stress hevdes her å være en viktig årsak (Adli, 2011). Måten man planlegger og utvikler fremtidens byer, i en stadig mer urbanisert verden, er derfor viktig for å avklare hvilke aspekter som kan bidra til å redusere de negative effektene assosiert med urbane miljøer. (Deler av delkapittel 2.2.1 er basert på tidligere arbeider fra Salater (2022)).



## 2.2.2 Forskning på effekter av natur

En rekke forskningsartikler har undersøkt effektene av natur og velvære. Innen miljøpsykologisk forskning kan det blant annet vises til to gjengående teorier som er blitt benyttet til å forklare assosiasjonene mellom eksponering av natur og dens påvirkning på menneskelig velvære.

Den første av de to teoriene omtales som «*Stress Recovery Theory*» (SRT). Denne teorien forklarer at eksponering av naturlig kan tillate restitusjon fra stressende situasjoner, eller forklart med andre ord, at kontakt med natur raskt kan øke positive følelser hos en person som opplever stress. Ifølge teorien har eksponering av natur en umiddelbar stressreducerende effekt og hjelper mennesker med å forberedes på fremtidige oppgaver. Den andre av de to teoriene omtales som «*Attention Restoration Theory*» (ART), og forklarer at den moderne verden stiller krav til menneskers kognitive og emosjonelle systemer som de ikke nødvendigvis er godt tilpasset for. Miljøer med høy restitusjonspotensiale, det vil si naturlige miljøer, gir mennesker muligheter for psykologisk restaurering og hvile, noe som effekten av oppmerksomhet er avhengig av. Samtidig tilrettelegger det for en bedring av mental tretthet sammenlignet med de urbane miljøene. ART forklarer her en teori om at naturlige miljøer har evnen til å gjenopprette de utmattede mentale ressursene hos mennesker, som kognisjon, oppmerksomhet og følelser, en utmattelse som ofte kan forekomme som følge av negative urbane miljøer (Baceviciene og Jankauskiene, 2022; Scott *et al.*, 2021).

Oppsummert kan disse to teoriene bidra til en større forståelse av hvordan og hvorfor tilgang på natur er viktig for menneskelig velvære. SRT fremheves på sin side at restitusjon fra stress er nødvendig for at mental gjenoppretting skal forekomme, hvorav eksponering av natur i urbane miljøer er sentralt. ART viser til at utmattelse av mentale ressurser kan forklare økningen i fysiologisk stress i det moderne samfunn. Dette bygger på at menneskers kognitive og emosjonelle systemer ikke nødvendigvis er like godt tilpasset den moderne, urbane kontekst, til forskjell fra mer naturlige miljø (Scott *et al.*, 2021). I urbane miljøer er tilgang på natur og grønt derfor viktig for å minske dets negative påvirkning på mentale utmattelse.

Videre kan det vises til Baceviciene og Jankauskiene (2022) undersøkelse av påvirkningen av natur på mennesker i Litauen. De viser i sin artikkel til at eksponering av natur styrker livskvaliteten til både urbane og rurale beboere. Spesifikt viser de til at eksponering av natur var assosiert med forbedret livskvalitet gjennom lavere stressnivå (Baceviciene og Jankauskiene, 2022). En annen studie gjennomført av Jimenez *et al.* (2021) er det blitt undersøkt en stor mengde empirisk litteratur fra det siste tiår på assosiasjonen mellom eksponering av natur og helse. Denne analysen er basert på eksperimentelle- og observasjonsstudier for sammenhengen mellom eksponering av natur og helse. Blant annet viser funnene til bevis for assosiasjon mellom eksponering av natur og forbedret kognitive funksjoner, hjerneaktivitet, blodtrykk, mental helse, fysisk aktivitet og søvn (Jimenez *et al.*, 2021). (Deler av delkapittel 2.2.2 er basert på tidligere arbeider fra Salater (2022)).

## 2.2.3 Forskning på effekter av urbant grønt og trær

Spørsmålet videre er om de fremhevede positive egenskapene til natur generelt også er gjeldende for urbant grønt. Tilgjengeligheten til natur kan inneha andre effekter og påvirkninger enn eksponering av grønt i urbane områder, eller til urbane trær. Det anses

derfor som relevant å fremheve funn fra tidligere forskning mer avgrenset til urbane miljøer.

En nyere studie av Kondo *et al.* (2018) viser i sin forskningsartikkel «Urban Green Space and Its Impact on Human Health» til negative assosiasjoner mellom eksponering av urbant grønt og mortalitet, kortsiktig kardiovaskulære markører (hjerterefrekvens), og vold, mens den viser til positive assosiasjoner til oppmerksomhet, humør og fysisk aktivitet. Studien finner ingen assosiasjon, eller blandede resultater basert på generell helse, vekt, depresjon og stress. Studien fokuserer på en manglende urban setting i undersøkelse av effektene av grønt og helse, og bygger på en metodologisk gjennomgang av tidligere publisert litteratur.

Forskning gjennomført av Hedblom *et al.* (2019) benytter metoder som visuell eksponering, lukt og lyd for å undersøke forskjellene mellom opplevd stress mellom grønne omgivelser (både park og skog) og urbane omgivelser. Resultatene fra studien viser til at grønne omgivelser reduserer stressnivået hos de 154 deltakerne i større grad enn urbane miljøer.

Thompson *et al.* (2012) viser i sin forskningsartikkel til resultater som indikerer reduserte stressnivå som følge av eksponering av urbant grønt i folks hverdag. Dette er undersøkt i henhold til nabolag. Studien viser til signifikante forhold mellom selvrappportert stress, daglige mønstre av kortisolsekresjon og mengden grøntareal i bomiljøet. Regresjonsanalyser indikerer i tillegg at prosentandelen av grøntareal i bomiljø er avgjørende.

En nyere forskningsartikkel, som undersøker tematikk tilknyttet psykologi og urbane omgivelser, viser til de psykologiske effektene av kombinasjonen grønt og historiske urbane miljøer. I denne undersøkelsen er 35 deltakere utstyrt med elektroencefalogram for å analysere hjerneaktiviteten ved eksponering av historiske omgivelser med og uten grønt, og moderne omgivelser med og uten grønt. Studien fremhever en signifikant reduksjon av alfaaktivitet i oksipitale områder i hjernen ved eksponering av grønt sammenlignet med et fravær av grønt, noe som kan antyde en mer visuell oppmerksom og engasjert tilstand hos deltakerne. Denne studien finner imidlertid ingen sammenheng mellom tilstedeværelsen av grønt for redusert stress (Reece *et al.*, 2022).

Bratman *et al.* (2019) har undersøkt forholdet mellom effektene av eksponeringen til natur, spesielt gatetrær, på mental helse. Studiens metodologi baseres på en konseptuell modell som inkluderer informasjonshenting om naturlige funksjoner og kalkulasjon av eksponering basert på tettheten av trær, for å beregne påvirkningen på mental helse. Studien viser til mulige årsaksmekanismer som stressreduksjon, økt sosialt samvær, fysisk aktivitet og kognitiv restitusjon, som alle innehar potensielle effekter for mental helse. Samlet sett understreker artikkelen behovet for et helhetlig rammeverk som integrerer natureksponering og psykiske helsehensyn innenfor beslutningstakingsprosesser knyttet oppimot byplanlegging, miljøforvaltning og helsefremmende tiltak.

Som vist, er det blitt gjennomført en større mengde arbeider i forskning på natur og urbant grønt og den assosierte effekten dette har for mennesker. Helsemessige årsaker til urbant grønt er imidlertid ikke det eneste positive som kan assosieres med inkorporeringen av tilstrekkelig mengde natur i våre urbane områder. Estetikk er et annet viktig fenomen som påvirker menneskers velvære og tilfredshet i urbane områder. Også her kan inkorporering av grønne elementer bidra til å øke menneskelig velvære og tilfredshet i byer.

Blant annet har Hu *et al.* (2022) gjennomført en kvantitativ studie av estetiske verdier av urbant grønt. I forskningsartikkelen understrekes viktigheten av å ta hensyn til både økologiske og estetiske verdier ved utforming av urbane grøntområder. Ved å kombinere økologiske fordeler som forbedret luftkvalitet og biologisk mangfold med estetiske elementer, kan byer skape urbane miljøer som er visuelt attraktive og miljømessig bærekraftige.

Wang *et al.* (2019) utforsker effekten av ulike egenskaper ved grønne områder i urbane miljøer på både estetiske preferanser og opplevd restitusjonsevne. I artikkelen viser forfatterne til funn som indikerer at en økning i antall trær og tilstedeværelsen av blomster, vann og fisk fører til høyere estetisk preferanse. Tilsvarende er restitusjonseffekten positivt påvirket av antall trær og tilstedeværelsen av blomster eller vann. Resultatene viser til en sterk positiv sammenheng mellom estetisk preferanse og restitusjonspotensiale. Videre antyder resultatene at planting av flere trær, fargerike blomster, og det å gi tilgang til vann kan være pålitelige metoder for å forbedre både estetiske preferanser og restitusjonseffekt i urbane områder.

Urbane trær mer spesifikt har blitt vist å inneha positive effekter på den opplevde estetikken og egenskapene til urbane torg. Dette inkluderer effekter på det opplevde bybilde, attraktivitet, renslighet og handelsatmosfære. Tilstedeværelsen av trær påvirker også faktorer som prisoppfatning for nærliggende restauranter, ønske om å besøke et spesifikt torg, og ønske om å besøke det samme torget på ny. Disse funnene har blitt gjort ved en metodologisk bruk av digitale spørreundersøkelser og vises til i Rašković og Decker (2015) forskningsartikkel som undersøkte virkningen av trær på oppfatningen og vurderingen av urbane torg. (Deler av delkapittel 2.2.3 er basert på tidligere arbeider fra Salater (2022))

## 2.2.4 Oppsummerende funn av helsemessige og estetiske effekter av natur, grønt og urbane miljøer

Oppsummert kan forskningen som er belyst for 2.1: *Helsepåvirkende og estetiske effekter av urbane miljøer, natur og urbant grønt*, antyde en rekke fordeler tilknyttet natur og grønt. Forskingen er imidlertid varierende, hvorav enkelte artikler viser til ulike sammenhenger og funn. Enkelte funn antyder positive assosiasjoner, mens andre kan antyde ingen eller svake assosiasjoner. Eksempelvis finner enkelte forskningsartikler sammenhenger mellom eksponering av urbant grønt og reduserte stressnivå, noe som samsvarer med SRT om behovet for natur for kognitiv restitusjon, og ART om urban miljøers negative påvirkning på mennesker. Andre forskningsartikler finner imidlertid ingen, eller blandede resultater. Disse resultatene er undersøkt med ulike metodologiske tilnærminger og ulike deltakerstørrelser, noe som kan være forklarende for de ulike resultatene som forskningsartiklene viser til.

Ser man imidlertid bort fra stress som argument for viktigheten av eksponering av urbant grønt er det likevel mange andre aspekter som legitimerer et søkelys på kartlegging og planlegging for urbant grønt. Aspekter som forbedret mental helse, økt oppmerksomhet og økt fysisk aktivitet er blant de aspektene som gjentas oftest på tvers av forskningsartiklene. I tillegg er det vist til positive estetiske verdier tilknyttet inkorporeringen av grønt og trær i urbane områder. Generelt kan det vises til at helsemessige effekter av urbane miljøer, natur og grønt er blitt forsket omfattende på. Selv for disse aspektene er de likevel ikke det eneste argumentet for hvorfor urbant grønt kan

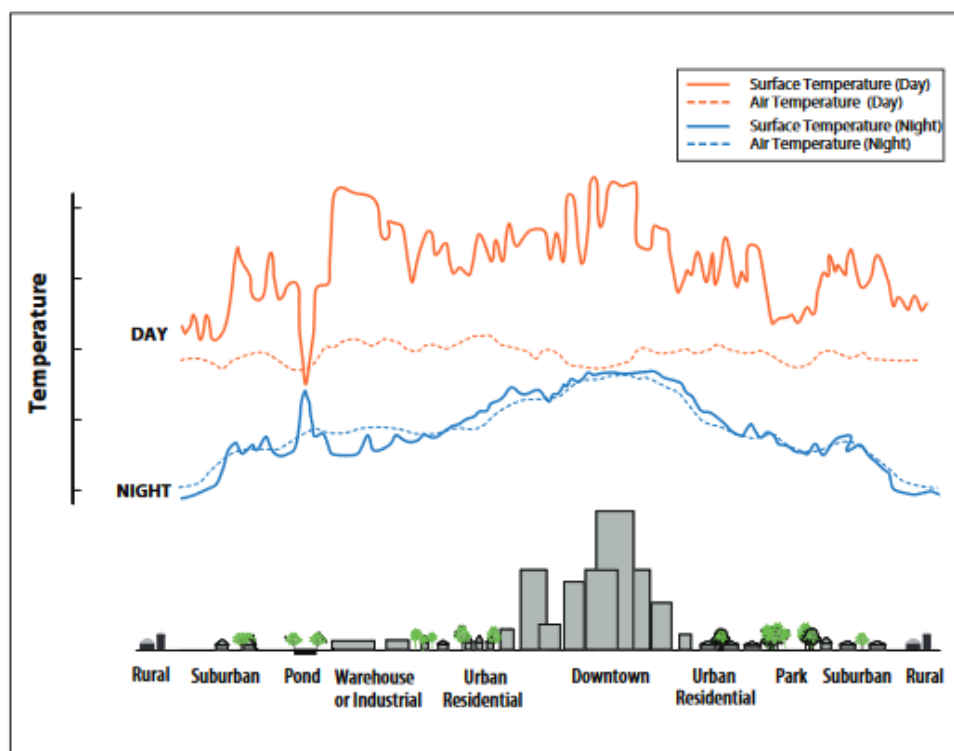
være relevant å undersøke nærmere. (Deler av delkapittel 2.2.4 er basert på tidligere arbeider fra Salater (2022)).

## 2.3 Klimaendringer og urbant grønt

Effektene som følge av klimaendringer er en trussel for våre byer og samfunn. Blant annet er klimaendringer en trussel for levedyktigheten i byer, kan påvirke en økning i sosiale ulikheter, og er en potensiell fare for infrastruktur (Lin *et al.*, 2021). Byers motstandskraft blir utfordret som følge av klimaendringenes sosiopolitiske konsekvenser ved at stadig hyppigere og mer alvorlige klimarelatert effekter kan forsterke tilstrømning av stadig større menneske- og dyreflyktninger (Bayulken, Huisinogh og Fisher, 2021). I tillegg er viktigheten av økosystemtjenester relevante å trekke frem med sine regulerende egenskaper i et fremtidig mer ekstremt klima (National Wildfire Federation, u.d.; Gómez-Baggethun *et al.*, 2013).

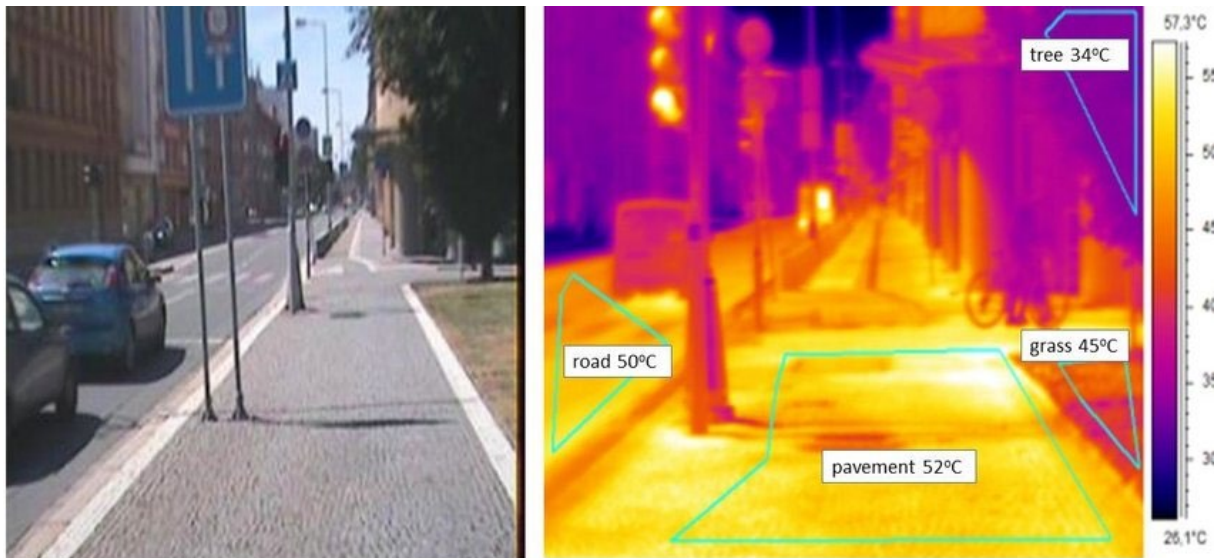
### 2.3.1 Urban heat island effekten

Det er et kjent fenomen av at urbane områder med mye asfaltdekke og manglende urbant grønt skaper en varmende effekt. Denne effekten betegnes som «*urban heat island effect*» (UHI) (United States Environmental Protection Agency, 2022). UHI representerer et fenomen hvor varmeakkumulasjon forekommer i urbane områder som følge av menneskelig aktivitet og urbane konstruksjoner (Yang *et al.*, 2016). Denne effekten er vist å øke i sammenheng med globale og urbane klimaendringer (Kim og Brown, 2021), og kan resultere i effekter på byer og dets innbyggere som blant annet økte energikostnader, nivået av luftforurensning og varmerelatert sykdom og dødelighet (United States Environmental Protection Agency, 2022).



Figur 1: Sammenhengen mellom overflatetemperatur og atmosfæretemperatur som forklaring for «urban heat island» effekten (United States Environmental Protection Agency, u.d.).

Forskning av Cheela *et al.* (2021) viser til at asfaltdekke står for rundt 40% av det urbane landdekket. Asfaltdekke i urbane områder er i hovedsak mørke, noe som medfører større absorpsjon av varmen fra solen. Sammen med en lavere andel grønt medfører dette en økning i lokale og regionale temperaturer, og byene opplever forsterkede effekter av UHI. Forfatterne bak artikkelen viser til avbøtende tiltak ved bruk av trær for skygge, noe som kan redusere effektene av UHI.



Figur 2: Representasjon av temperaturregulerende effekter av ulike overflatetyper. (Hesselerová *et al.*, 2022, s.9).

Morabito *et al.* (2021) har gjennomført en studie som undersøkte UHI effekten i henhold til ugjennomtrengelige overflater og tredekkeflater i ti storbyer i Italia. Forskningsartikkelen viser til at temperaturen spesielt i innlandsbyer økte i sammenheng med størrelsen på områder med lav tredekke tetthet i storbykjernene, og øker ytterligere ved større tetthet av ugjennomtrengelige overflater. I Italias største byområde, Turin, ble det vist at for hver 10% økning i områder med svært ugjennomtrengelige overflater og lav tredekke tetthet i bykjernen, ble det vist til en signifikant økning på 4°C i overflatetemperatur. Det utdypes at hovedårsaken til økende overflatetemperatur på sommerstid er som følge av økt andel ugjennomtrengelige overflater og lav tredekke tetthet. (Deler av delkapittel 2.3.1 er basert på tidligere arbeider fra Salater (2022)).

### 2.3.2 Luft- og lydforurensning

Urbant grønt kan bidra til å redusere mengden luftforurensning opplevd i urbane områder. Blant annet kan det vises til en undersøkelse fra Strasbourg i Frankrike, hvor det blir vist til at urbane trær kan bidra til å redusere luftforurensningen i byen. I perioden juli 2012 til juni 2013 undersøke Selmi *et al.* (2016) hvor mye luftforurensning urbane trær kunne redusere. Resultatene fra studien viser til en reduksjon i om lag 88 tonn forurensning innenfor denne tidsperioden. Reduksjonen i luftforurensning varierte i hovedsak som følge av tredekke tetthet og nivået av luftforurensningskonsentrasjon i ulike områder. Totalt sett konkluderer undersøkelsen med at de urbane trærne i Strasbourg sto for en 7% reduksjon av PM10 (partikler med en diameter fra 2,5 til 10µm). Artikkelen tar likevel høyde for at det kan forekomme flere faktorer som påvirker effekten av forurensningsreduksjon i tillegg til urbane trær, som for eksempel typen forurensning og gatedesign.

Relevansen av urbane træs egenskaper som forurensningsreducerende tiltak kan ses i lys av at mange EU-borgere fremdeles er eksponert for andeler luftforurensning som overstrider de helsebeskyttende EU standardene (European Environment Agency, 2022). Dette bidrar derfor til å underbygge relevansen av et økt fokus på urbane trær i forhold til Europeiske byers utfordringer tilknyttet luftforurensning. I tillegg kan dette ses i en bredere sammenheng med den tidligere nevnte UHI-effekten, der lavere temperaturer kan føre til redusert energiforbruk tilknyttet nedkjøling, og derfor reduserte utslipp (National Park Service, u.d.).

Også når det gjelder annen forurensning, som lydforurensning, kan urbant grønt inneha positive effekter. Zhao *et al.* (2021) viser i sin forskningsartikkel til at tette trekroner og vanlig anordninger av trær kan redusere støy fra en punktkilde. Dette viser til at urbane trær kan bidra til en reducerende effekt på støyforurensning, en problematikk som ofte eksisterer i urbane områder. Likevel fremheves det at i urbane miljøer eksisterer det flere støykilder og at treplanting sjeldent er av tilstrekkelig tetthet. I tillegg vises det til at størrelsen på trærne og høyde har en større relasjon til et redusert støynivå. (Deler av delkapittel 2.3.2 er basert på tidligere arbeider fra Salater (2022)).

### 2.3.3 Oppsummerende funn av klimaendringer og urbant grønt

Oppsummert viser forskningen fremhevet under 2.3: *klimaendringer og urbant grønt*, viktigheten av grønt, og spesielt trær, i henhold til UHI-effekten og som regulerende element for overflatetemperatur i urbane områder. Dette kan anses som mest relevant for urbane områder i mer sørliggende strøk, men selv byer som Trondheim kan tidvis oppleve hetebølger hvor tilstrekkelig mengde skygge fra trær kan bidra som et avbøtende tiltak. Videre vises det til at urbant grønt og trær kan inneha positive egenskaper tilknyttet luft- og støyreduksjon. Mange byer, inkludert Europeiske byer, erfarer overstridende verdier av luftforurensning. Sammen med egenskaper som støyreduksjon viser dette dermed til andre argumenter for viktigheten av et økt søkelys på grønt og trær i urbane miljøer. (Deler av delkapittel 2.3.3 er basert på tidligere arbeider fra Salater (2022)).

## 2.4 Transport- og rutevalg i lys av urbant grønt

Det er blant annet blitt vist til at urbant grønt kan være en positiv påvirkning til økt fysisk aktivitet og samtidig en reducerende effekt på forurensning i byer. Et annet spørsmål er om det kan påvirke reisevaner. Kan tilgangen på urbant grønt medføre at flere velger bort bilen til fordel for aktive transportmåter?

Aktive transportmåter som sykling og gåing er ansett som de mest bærekraftige reisemåtene. En økning i andelen syklister og gående er et mål for flere norske byer, deriblant Trondheim, gjennom samarbeidet Miljøpakken (Timestad, 2015; Miljøpakken, 2014). Miljøpakken er et samarbeid mellom staten, fylkeskommunen og kommunene i og rundt Trondheim for å tilrettelegge for miljøvennlig og effektiv transport (Miljøpakken, u.d.).

I henhold til transportvalg og urbant grønt kan det vises til en studie gjennomført av Lu, Sarkar og Xiao (2018), hvor forfatterne undersøkte sammenhengen mellom urbant grønt og gåing i Hong Kong. I deres studie belyser de at både grønt langs gater og antallet parker var assosiert med en høyere sannsynlighet for gåing, men kun grønt langs gater ble funnet

som assosiert med total gangtid. Resultatene fra studien antyder at gangatferd er minst like sterkt påvirket av gategrønt i øyehøyde som av parker.

I en annen studie av López-Lambas, Sánchez og Alonso (2021) gjennomført i Madrid, er det blitt vist at spesifikt gågater, med enten grøntområder eller høy tilgjengelighet til fasiliteter, er de egenskapene som forsterker gangvaner mest og blir preferert av Madrids innbyggere i sitt rutevalg. Det blir også vist at disse egenskapene kan være mer foretrukket for gåing enn de klassiske variablene for tid og distanse. Spesifikt belyses det at viktige faktorer for rutevalg var sammenhengen med attraktivitet (dvs. grøntområder, fasiliteter, turistattraksjoner etc.), og tilgjengelighet (dvs. fravær av hindringer, fortausbredde osv.). Studien konkluderer med at gateutforming og gangveier er funnet å være best egnet for å oppnå sunnere byer og innbyggere. (Deler av delkapittel 2.4 er basert på tidligere arbeider fra Salater (2022)).

### 2.4.1 Oppsummering av transport- og rutevalg

Basert på de to artiklene som fremheves kan det vises til at urbant grønt kan ha en påvirkning på transport- og rutevalg. Sett i lys av mange byers målsetning om en reduksjon i biltrafikk til fordel for aktive transportmåter som sykling og gåing, kan derfor et fokus på urbant grønt være hensiktsmessig. Påvirkninger til å velge aktive transportmåter kan videre ses i mulig sammenheng med folkehelse og redusert forurensning, i henhold til ovenfornevnte aspekter.

## 2.5 Økosystemtjenester og sammenhengende grønnstruktur

Økosystemtjenester er relevant for alle de positive egenskapene som kan assosieres med natur og grønt, og kan kort forklares å vise til de positive effektene mennesker får fra økosystemer. Dette innebærer mange aspekter, som eksempel rent drikkevann, materialer og ulike ressurser, erosjonsreduksjon, flomvannshåndtering eller effekten av fotosyntese. Økosystemtjenester kan videre inndeles i fire klasser: 1) forsyningstjenester, 2) reguleringstjenester, 3) kulturelle tjenester, og 4) støttetjenester (National Wildfire Federation, u.d.).

Flere av de samme argumentene som er presentert tidligere i dette kapittelet har også relevans når det gjelder økosystemtjenester. For eksempel kan man peke på positive virkninger for menneskers trivsel, økt tilpasningsevne og redusert påvirkning av klimaendringer. Økosystemtjenester kan også inneha fordeler når det gjelder sosiale og kulturelle verdier, samt bidra til grunnlaget for bærekraftige miljø (Gómez-Baggethun *et al.*, 2013). Alle disse aspektene underbygger relevansen av å ta hensyn til, og planlegge for, en tilstrekkelig grad av grønt i urbane områder.

Et annet viktig aspekt omhandler sammenhengende grønnstruktur i byer. Sammenhengende grønnstruktur i byer er viktig av flere årsaker, som blant annet betydning for naturmangfold, nærfriluftsliv, lek og rekreasjon, samt miljøvennlig transportmuligheter. En sammenhengende grønnstruktur kan her bidra til flere av de ovenfornevnte argumentene. Blant annet kan det knyttes til effekter som økt rekreasjon og lek, fysisk og psykisk helse, bærekraftig mobilitetsbruk, renere luft og vann, samt fungere som et viktig levested for ulike arter og gi rom for artsforflytting. Sistnevnte kan

bidra til å bevare naturmangfoldet og opprettholde økosystemtjenester. Ved å ha et variert og tilstrekkelig grøntområde i byene, kan man tilby habitater for ulike arter og bidra til å opprettholde et sunt og variert plante- og dyreliv. Ved å inkludere og bevare grønne områder i byplanleggingen, kan man skape mer bærekraftige og trivelige byer som fremmer helse, trivsel og miljøkvalitet for innbyggerne (Miljødirektoratet, 2023; Regjeringen, 2021).

## 2.6 Oppsummering av teoretiske funn og relevans

Dette kapitlet har hatt som formål å begrunne viktigheten av grønt i urbane miljøer med utgangspunkt i et bredt forskningsfelt. Det er blitt vist til flere ulike assosierte fordeler som følge av inkorporeringen av grønt i byer og urbane områder. Disse er blitt kategorisert innenfor fire teoretiske tema, helserelevante effekter, klimaendringer og forurensning, transport- og rutevalg, og økosystemtjenester og sammenhengende grønnstruktur. Økosystemtjenester kan oppsummert være relevant for alle kategoriene ved å tilby tjenester som danner et bedre grunnlag for menneskelig tilværelse.

Det teoretiske grunnlaget som er vektlagt her har ikke som formål legge premisser for videre forskning eller dypere undersøkelser på de tekniske effektene urbant grønt kan inneha spesifikt. Formålet er å fremheve oppgavens relevans og videre skape et grunnlag for diskusjon. Forskingen fremhevet i dette kapitlet vil belyse viktigheten av den tiltenkte kartleggingen og analysen av urbane trær. Relevansen av urbant grønt impliserer at en kartlegging og analyse av urbane trær kan bidra til å øke kunnskapsgrunnlaget for planleggere og beslutningstakere med henvisning til et bredt forskningsgrunnlag. Oppgaven kan derfor gi relevant innsikt over områder som kan inneha et underskudd av urbane trær, noe som kan tas hensyn til i planlegging og beslutningstaking i henhold til argumentene fremhevet i dette kapitlet. På denne måten kan denne oppgaven bidra til å fylle inn et mulig kunnskapshull, samtidig som det kan vise til en relevans utenfor kun det akademiske.

Neste kapittel vil ta et nærmere blikk på kunnskapsstatus innenfor kartlegging og analysing av synlig grønt ved å se til tidligere og nåværende metodologiske tilnærminger.

## 2.7 Kunnskapsstatus – kartlegging og analysemetoder for urbant grønt

Gjennom teorikapitlet har det blitt fremhevet at urbant grønt er viktig for mange ulike aspekter ved vårt moderne samfunn. Fra helseutfordringer, som mental og fysisk helse, til estetikk og aktive transportvalg, viser dette til at det å inkorporere tilstrekkelig mengder grønt i urbane områder har sine positive egenskaper. For å bedre kunne utnytte denne kunnskapen, og bidra med et grunnlag for potensiell forbedring av våre urbane omgivelser, er det nødvendig å fatte en oversikt over situasjonen slik den er i dag.

Det har forekommer flere ulike metoder og forskningsartikler med søkelys på spesifikt det å kartlegge eksponeringen for grønt i urbane områder. Mengden visuell eksponering av grønt har tradisjonelt blitt kartlagt manuelt. Som eksempel kan man se til De Vries *et al.* (2013) som benyttet metoden feltstudie med direkte observasjon for å kvantifisere visuelt grønt. Andre undersøkelser gjennomført av blant annet Hazer *et al.* (2018) og Lottrup *et al.* (2015), har benyttet selvrapporing fra deltakere som metode for å kartlegge visuelt



grønt. Slike metoder kan argumenteres for å være arbeidsintensive og ha svakheter ved menneskelige feil og partiskhet (Cimburova og Blumentrath, 2022). Dette kan gjøre disse metodene dårlig egnet for undersøkelser av større områder, slik som formålet i denne oppgaven med studieområdet Trondheim. Disse metodologiske svakhetene kan i tillegg være mindre anvendelig innenfor planlegging med hensyn til tids- og ressursbruk.

Nyere metoder som tar utgangspunkt i en større automatisering av analyser kan inneha løsninger for flere av de ovenfornevnte problemene, med en tilnærming av evaluering fra bilder og georomlig modellering. Det kommer frem i avhandlingen til Cimburova og Blumentrath (2022) at Aoki, Yasuoka og Naito (1985) trolig var de første til å benytte analysing av mengden vegetasjonspiksler i gatebilder fra et menneskelig perspektiv som en effektiv metode for å undersøke hvor mye urbant grønt mennesker kan observere fra et fikset observasjonspunkt.

Proessen har blitt videre effektivisert som følge av utarbeidelsen av gatevisningsbilder, spesielt fra Google, noe som minimerer behovet for å manuelt gjennomføre egne billedtakninger. Dette blir fremhevet i forskning gjennomført av blant annet Larkin og Hystad (2019), Li *et al.* (2015), og Rundle *et al.* (2011) som alle har benyttet Googles gatebilder til informasjonsheving og analyse i sine forskningsartikler.

Svakhetene ved bruk av Googles gatebilder, eller liknende tjenester, er at de ikke er dekkende alle områder like godt, hvorav større eller mindre deler av et analysert område kan være utilgjengelig eller mangle gatevisningsbilder, eller inneha varierende kvalitet og oppløsning (Rzotkiewicz *et al.*, 2018). Samtidig er indeks for synlig grønt (Green view index), som ble utviklet i samsvar med metodisk bruk av gatevisningsbilder for synligheten av urbane trær (Yang *et al.*, 2009), kun tilgjengelig som enkeltstående fotograferingspunkt. Derfor er den ikke egnet for formål hvor kontinuerlig representasjon av grønn visuell eksponering er ønskelig. I tillegg, mens fordelene som oppnås av grønt kan påvirkes av den spesifikke typen grøntområde (Reid *et al.*, 2017), er fotografibaserte metoder ofte ikke i stand til å fange om en slik differensiering (Sun *et al.*, 2021).

Et alternativ til fotografibaserte metoder for analysing av urbant grønt, som i tillegg kan løse flere av utfordringene tilknyttet denne metoden, er metoden for georomlig modellering. Gjennom å benytte kartdata i form av raster-baserte landdekke tilgjengelig via fjernmåling, kan man enklere gjennomføre analyser som representerer kontinuerlig eksponering av visuelt grønt, samt analysere ulike typer urbant grønt (Yan *et al.*, 2018). En utfordring tilknyttet den georomlige metoden til forskjell fra fotografibaserte metoder vil være mangelfullt menneskelig perspektiv på grønt. Menneskelig perspektiv kan enklere undersøkes i fotografibaserte metoder, noe som er fordelaktig sammenlignet med undersøkelser i fugleperspektiv. Dette viser til at hver modell inneholder ulike svakheter innenfor hva de kan fange opp gjennom analyser av grønt i urbane områder (Falfán *et al.*, 2018; Villeneuve *et al.*, 2018).

Som en mulig kompromissløsning for å ta høyde for svakhetene tilknyttet begge de ovenfornevnte metodene er bruken av georomlig modellering med verktøyet «viewshed». Verktøyet «viewshed» kan best beskrives som et verktøy som utnytter terrengmodelldata for å kartlegge synligheten av et eller flere objekter. Dette verktøyet kan med andre ord visualisere synligheten, eller mangel der av, ved hindre for sikt som følge av variasjon i terreng, eller for eksempel bygninger og infrastruktur, i forhold til observatørens lokasjon (Perasova *et al.*, 2015).

«Viewshed» verktøy kan benyttes for analysering av mange ulike formål. Det er likevel et lite utbredt konsept innenfor spesifikt modellering av visuell eksponering av urbant grønt i kontinuerlig representasjon. Dette forekommer trolig på grunn av krav til høy arbeidsbelastning som følge av tidkrevende og dataressurskrevende beregninger, samt avhengigheten av romlige data av høy oppløsning (Qiang, Shen og Chen, 2019; Tabrizian *et al.*, 2020).

Cimburova og Blumentraths avhandling fra 2022 tar sikre på å løse noen av disse hindringene ved å utvikle en mer brukervennlig og effektiv modell av «viewshed» som et anvendbart analyseverktøy i kartleggingen av blant annet visuell eksponering av urbant grønt, eller som et verktøy til bruk i planlegging mer generelt. Cimburova og Blumentrath har gjennom sitt arbeid utviklet en ny metode med formål å kunne anvendes av personer som ikke innehar en gjennomgående kunnskaper om bruken av dataskript, samt kun har tilgang til mer normalt datautstyr (Cimburova og Blumentrath, 2022).

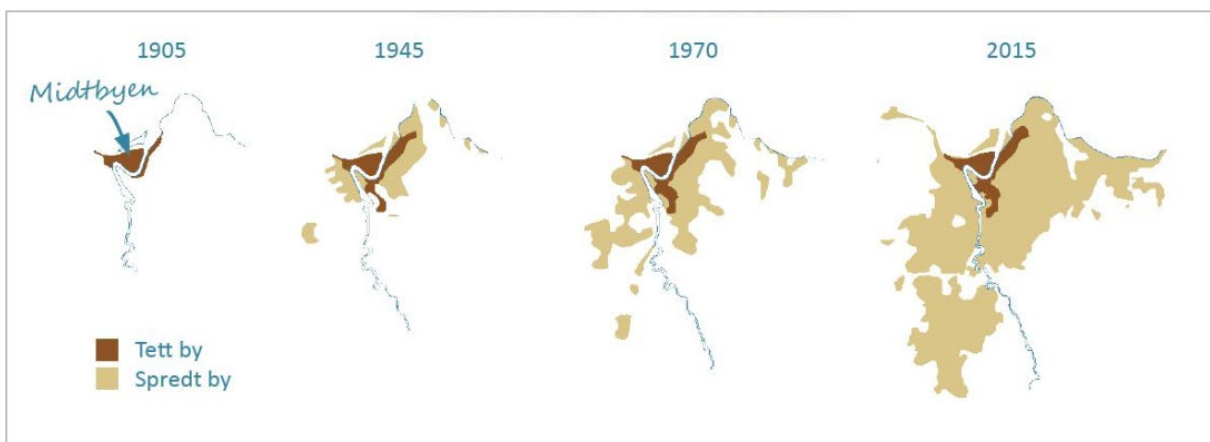
Cimburova og Blumentrath har gjennom sitt arbeid utviklet en georomlig metode for modellering av visuell eksponering av urbant grønt som et tilleggsverktøy kalt *r.viewshed.exposure*, for programvaren GRASS GIS. GRASS GIS, som en gratis, åpen kodekilde løsning, sikrer videre fleksibilitet og brukbarhet, i tillegg til å øke beregningseffektiviteten som gjøre analyser mulig for større skala på normale datamaskiner (Cimburova og Blumentrath, 2022). Metoden som er utviklet er basert på en videreføring av tidligere arbeid gjennomført av Labib, Huck og Lindley (2021), og Tabrizian *et al.* (2020). Både Labib *et al.* og Tabrizian *et al.* har arbeidet innenfor lignende metodologi, dvs. GIS applikasjoner med viewshed som analyseverktøy. Forfatterne har utviklet hver sin metode for modellering og kartlegging av henholdsvis eksponering av grønnet på øyenivå ved hjelp av multikildedata med høy romlig oppløsning (Labib, Huck og Lindley, 2021), og modellering av det gjenopprettende potensiale for urbane miljøer ved å koble «viewscape»-analyse av lidardata med eksperimenter i oppslukende virtuelle miljøer (Tabrizian *et al.*, 2020).

Den georomlige viewshed metoden utviklet av Cimburova og Blumentrath, *r.viewshed.exposure*, vil være metoden som anvendes i denne oppgaven. Formålet er å replisere resultatet for Oslo, men med studieområde Trondheim. Dette vil belyse hvor anvendbart metodikken og tilleggsverktøyet er generelt, og for bruk i et nytt studieområde. Denne metoden vil være fundamentet for oppgavens resultat og videre analyser basert på resulterende funn. (Deler av delkapittel 2.7 er basert på tidligere arbeider fra Salater (2022)).

### 3 Empiri

Trondheim er en by i vekst. Frem mot 2050 er det forventet at befolkningstallet skal øke fra 210.496 per 2022 til rundt 254.000 (Trondheim Kommune, 2023b). Dette setter et økt press på de tilgjengelige arealene som eksisterer i og rundt byen. Økt befolkningsvekst stiller blant annet krav til økt andel boliger, arbeidsplasser, og rekreasjonsmuligheter. For å imøtekomme disse kravene kreves det videre utbygging. Hvilke arealer som skal anvendes til utbyggingsformål, og hvor, er et evigvarende spørsmål.

Trondheim har i lengre tid vært en by som har vokst utover. Som følge av den teknologiske utviklingen innenfor mobilitet endret dette strukturen til mange byer verden over. Som følge av økt mobilitet medførte dette en videre økende byspredning, noe som har gått på bekostning av blant annet natur og matjord. For Trondheim har dette medført en lavere tetthet og en endret boligtypologi, fra bygårder i kvartaler til rekkehus- og eneboligområder (Trondheim Kommune, 2019).



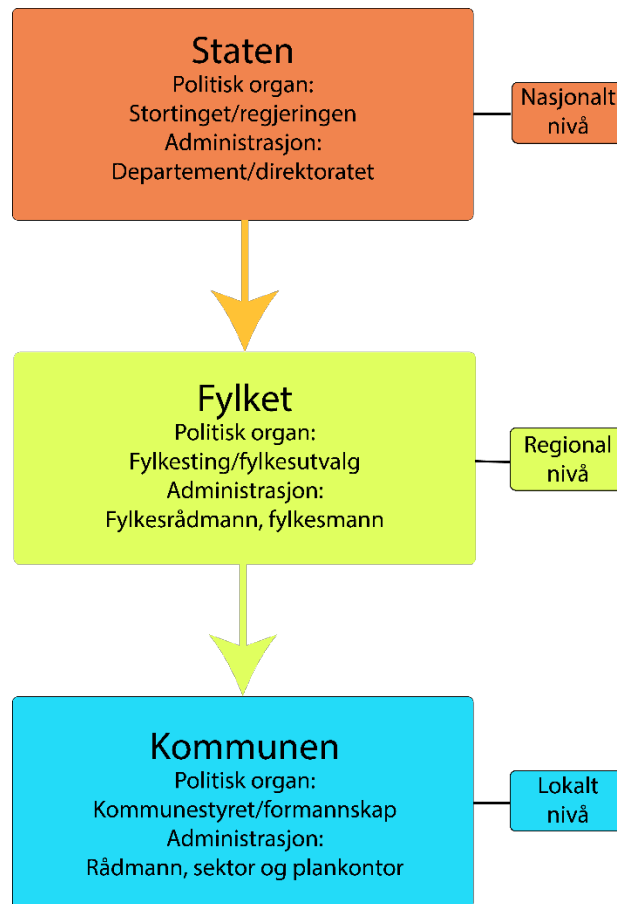
Figur 3: Historisk utvikling av Trondheims bebyggelse fra 1905 til 2015. (Trondheim Kommune, 2019, s. 8)

I lys av klimaendringers effekter er det i dag en økt prioritering av bærekraftig utvikling. Dette har medbrakt en politisk vilje til å reversere byspredningen mot et ideal om urban fortetting. Fortetting innenfor den allerede etablerte byggesonen er et effektivt verktøy for å fremme bærekraftig utvikling. Ved å økt fortetting av våre urbane områder kan blant annet avstander og reisebehov reduseres (Aarsæther *et al.*, 2020). Et økt fokus på en tettere byutvikling kan imidlertid sette et videre økt press på tilgjengelige arealer, noe som kan gjøre det vanskeligere å sette av arealer til den urbane grønne. Trær krever et visst areal og volum for å kunne gro og vokse, noe som kan være utfordrende i tette urbane områder (Trondheim Kommune, 2023d).

Hvordan en slik byutvikling har påvirket mengden urbant grønt og trær er ikke i oppgaven formål å besvare. Det er ikke rom for å se på en historisk påvirkning, men det kan imidlertid benyttes som et tolkningsgrunnlag. Videre spørsmål vil her være hvordan situasjonen i henhold til det urbane grønne er i dag, og hvilke målsetninger og tiltak som er tiltenkt for Trondheim i årene framover. Først vil en generell gjennomgang av det norske plansystemet presenteres for å sette premissene for kommunenes handlingsrom for planlegging og forvaltning av urban grøntstruktur og urbane trær.

### 3.1 Det norske planhierarkiet – hvordan forvaltes urban natur og grønt?

Norge har et hierarkisk plansystem. Dette impliserer tre nivå, nasjonalt, regionalt og kommunalt. Som hovedregel er planer på høyere nivå veiledende ved planlegging på lavere nivå (Hansen, 2019).



Figur 4: Det norske planhierarkiet i tre nivå. Illustrasjon basert på Hansen (2019), s.173.

Det nasjonale nivå representerer overordnede føringer for arealplanlegging og utvikling, og vil generelt være av en slik karakteristikk at det gir de lavere nivå rom til tilpasning og tolkning i henhold til lokale forutsetninger (Aarsæther *et al.*, 2020). Som følge av at de nasjonale føringer er på et mer generelt og overordnet nivå, medfører dette at konkretiseringen rundt oppgavens tilnærming i henhold til urbane trær trolig ikke vil fanges opp.

De statlige krav og føringer, samt Plan- og bygningsloven, setter likevel premisser for hva kommunene kan regulere i henhold til natur og grønt. De statlige krav og føringer vil i tillegg inneha forventninger fra det statlige hold for utviklingen som vil forekomme i kommunene. De vil være forskjellig mellom hver valgperiode og påvirkes av hvilke partier som sitter i maktposisjon. De statlige og regionale mål og retningslinjer setter derfor samlet rammer for kommunens friheter og muligheter til arealutvikling lokalt (Aarsæther *et al.*, 2020).

Det regionale nivå omhandler i hovedsak planmessige oppgaver som krever samarbeid og samordning både over kommunegrensene og regionale statorgangrensene. Det representerer det overkommunale og undernasjonale nivå, og har som formål å kople lokale og regionale

behov og utfordringer, samt tilpasse statlige nasjonal politikk til regionale forutsetninger og forhold (Aarsæther *et al.*, 2020). I henhold til oppgavens avgrensede studieområde og formål, vil både regionalt og statlig nivå anses som mindre relevant, og dermed ikke belyses nærmere.

Det meste av planlegging foregår på kommunalt nivå, men i samsvar med føringer på de øvrige nivå (Hansen, 2019). Det er i all hovedsak på det kommunale nivå at arealplanlegging som er konkret nok til å omfatte spesifikt urbant grønt og urbane trær vil forekomme. Det vil i den sammenheng bli vist til kommunale planer som omfavner relevante tema i henhold til oppgavens formål, kartlegging og analyse av urbane trær.

I tillegg representerer Plan- og bygningsloven juridiske virkemidler for kommunene til å planlegge for, og forvalte sine grøntområder. Loven har innehar et fokus på arealplanlegging, byggeforskrifter og koordinering av ulike aspekter ved utbygging. Plan- og bygningsloven innehar enkelte aspekter som kan argumenteres å ha sammenheng med de juridiske rammene som kan settes for urbant grønt. Plan- og bygningsloven §1 lyder blant annet: «*bærekraftig utvikling for den enkelte, for samfunnet og for framtidige generasjoner*» (Aarsæther *et al.*, 2020, s. 45). Selv for relevansen av bærekraftig utvikling vil det her anses som for vidt til å være av relevans for oppgavens tematikk rundt urbane trær. Det kan også benevnes at Plan- og bygningsloven viser til paragrafer i henhold til grønnstruktur generelt, som for eksempel underpunkt 3 for grønnstruktur i §11-7: «*Arealformål i kommuneplanens arealdel*» (Lovdata, u.d.). Dette viser til kommuners muligheter i henhold til overordnet grønnstruktur innenfor kommuneplanens arealdel, og en tolkning av paragrafen kan være tilstrekkelig til å omfavne urbane trær. Imidlertid kan det ikke vises til at urbane trær er benevnt i Plan- og bygningsloven spesifikt. Derav, selv for lovens vekt på bærekraftig utvikling, og paragrafer i henhold til grønnstruktur, anses den å ikke inneholde eksplisitte spesifikasjoner eller bestemmelser som omhandler urbane trær i henhold til oppgavens avgrensning.

Oppsummert vil det her være planlegging på det kommunale nivå som er mest hensiktsmessig i henhold til oppgavens geografiske avgrensning og formål. Det vil videre bli undersøkt hvilke premisser som foreligger i Trondheim for planlegging og forvaltning av natur og urbant grønt, med et nærmere fokus på urbane trær.

## 3.2 Kommunale strategier og målsetninger for urban grøntstruktur og urbane trær

På kommunalt nivå foreligger det flere planer og initiativ som tar til høyde å planlegge for, samt forvalte den eksisterende grønnstrukturen, inkludert urban trær, i Trondheim. Relevant for oppgaven har Trondheim Kommune i hovedsak tre planer:

- Kommuneplanens samfunnsdel for 2020 – 2032, «Trondheimpløftet» (Trondheim Kommune, 2022a),
- Kommunedelplan for Plan for friluftsliv og grønne områder for 2017 – 2020 (Trondheim Kommune, 2017), og
- Høringsforslag til Kommuneplanens arealdel, bestemmelser og retningslinjer 2022 – 2034 (Trondheim Kommune, 2022b).

### 3.2.1 Kommuneplanens samfunnsdel

Kommuneplanens samfunnsdel inngår som kommunens viktigste overordnede plan og styringsverktøy. Denne planen legger føringer for all planlegging i kommunen innenfor tidsperioden, og setter premissene for utfordringer, mål og strategier (Aarsæther *et al.*, 2020). Samfunnsdelen for Trondheim Kommune innehar en gjengående tematikk tilknyttet bærekraftsmålene (Trondheim Kommune, 2022a).

Bærekraftig utvikling er en bred tematikk som involverer mange aspekter. I henhold til oppgavens formål er det imidlertid kun et delmål i samfunnsdelen som tolkes som direkte relevant å fremheve.

Delmål 1.5: *«Naturen i Trondheim er livskraftig og robust»*, omhandler kommunens målsetting om tiltak for natur innad i kommunen og byen. Natur benyttes her som et relativt bredt begrep, og omhandler aspekter som eksempelvis naturmangfold, økosystemer, og blågrønne faktorer. Mer konkret innehar delmålet tre punkter som er relevant å bemerke:

- *«Styrke og oppdatere kunnskapen om naturen i Trondheim, synliggjøre de umistelige verdiene og hva som må til for å ta vare på naturmangfoldet»*,
- *«Legge større vekt på å stanse tap av natur i alle kommunens beslutninger. Iverksette tiltak for å kompensere for tapt natur gjennom økt innsats på restaurering»*, og
- *«Opprettholde og styrke velfungerende økosystemer for å bevare naturmangfoldet, plante mer grønt i hele byen, og sikre blågrønne faktorer i reguleringsplaner»*.

(Trondheim Kommune, 2022a, s. 17).

### 3.2.2 Plan for friluftsliv og grønne områder

Videre har Trondheim kommune utviklet en egen delplan spesifikt rettet mot tematikken friluftsliv og grønne områder. Planen for friluftsliv og grønne områder for perioden 2023 – 2034 er per undersøkelsestidspunkt ikke ferdigstilt, og foreligger som et planforslag. Det er derfor planen fra 2017 som enda er gjeldende plan (Trondheim Kommune, 2017), og vil derfor være utgangspunktet for denne empiriske gjennomgangen. Planforslaget utarbeidet kan likevel gi innsikt innenfor fremtidig planlegging av relevant tematikk, som blant annet punkt 2.6 «Bytrær» (Trondheim Kommune, 2023a).

Delplanen for friluftsliv og grønne områder omhandler ulike typer for grønnstruktur. Mest fokus ligger her på grøntområder, ikke grønnstruktur i den rene form av trær og vegetasjon som oppgaven fokuserer på. Likevel innehar planen visse relevante punkter som kan belyses.

I delplanens forord omtales visjonene bak delplanen som at *«Trondheim skal være en grønn by med variert natur – med lett tilgjengelige, attraktive uteområder for lek, rekreasjon og friluftsliv»* (Trondheim Kommune, 2017).

Delplanen inndeles i fire deler som sammen danner en grønn by:

1. *«De overordna grønne områdene, som marka, Nidelvkorridoren, strandsonen og de grønne korridorene»*,
2. *«Kulturlandskapet»*,
3. *«Nettverket av turdrag og turveger»*, og

4. «Byens parker og hager, lekeplasser og grønne byrom-, trær og vegetasjon; det grønne nærmiljøet».

(Trondheim Kommune, 2017, s. 3)

Sistnevnte punkt er trolig det mest relevante for oppgavens formål.

Basert på denne inndelingen skal planen underbygge følgende målsettinger:

Vi skal ha <i>nok</i> grøntarealer med god kvalitet nå og i fremtida.	<b>NOK</b>
De grønne områdene skal finnes <i>nært</i> der vi bor.	<b>NÆRT</b>
De grønne områdene skal være <i>varierte</i> med hensyn på tilrettelegging og opplevelseskvaliteter.	<b>VARIERT</b>
Det skal være gode <i>sammenhenger</i> i og mellom grønne områder, strandsonen, Nidelvkorridoren og markaområdene.	<b>SAMMENHENGENDE</b>

Tabell 1: Planens formål. (Trondheim Kommune, 2017, s.3).

Gjennom delplanens strategier for måloppnåelse er det gjennomført estimater som viser kostnadsnivået for å fullt ut innfri planens ambisjoner og krav. Dette er basert på fagvurderinger av behov for nye anlegg og forvaltning av områder. Et punkt innenfor denne vurderingen omhandler Gate- og parktrær:

Områdetyper	Vurderte behov	Gjennomsnittlig årlig omfang	Gjennomsnittlig årlig kostnad	Total omfang 2030	Total kostnad 2030
Gate- og parktrær	Planmessig fornyelse og supplering av gate- og parktrær.	Årlig.	1 millioner kroner.	-	13 millioner kroner.

Tabell 2: Utsnitt av fagvurderinger av behov for nye anlegg og sikring av områder. (Trondheim Kommune, 2017, s. 7).

Med et manglende sammenligningsgrunnlag for årlig utbedring er det imidlertid vanskelig å anvende denne informasjonen konkret oppimot resultatene i oppgaven. Det viser likevel til at kommunen har et konkret mål i henhold til urbane trær.

I lys av oppgavens formål beskriver delplanen for friluftsliv og grønne områder under punkt 3.1 «Områdetyper for rekreasjon og friluftsliv i Trondheim» at:

«Bytrær – bytrærne er den minste grønne enheten. Registrerte og kartfestede trær i hovedsak gatetrær og spesielle solitærtrær i parker/friområder. Det er i dag kun trærne i sentrum og sentrumsnære områder som er registrert» (Trondheim Kommune, 2017, s. 21).

Det fremheves med andre ord at kommunens oversikt over urbane trær er mangelfull. En manglende oversikt og kunnskapsgrunnlag kan medbringe et dårligere grunnlag for videre planlegging og beslutningstaking. Basert på denne kunnskapen anses dette derfor som et argument som støtter oppunder oppgavens formål for kartlegging og analysing av urbane trær med Trondheim som studieområde.

Det oppdaterte planforslaget innehar, til forskjell fra den gjeldende delplanen for friluftsliv og grønne områder, et mer utfyllende kapittel med fokus på bytrær. Med formålet om at Trondheim skal inneha et preg av vakre, varierte og sunne trær, som i videre forstand skal

bidra til trivsel og god helse i befolkningen, viser den oppdaterte planen et større fokus på urbane trær. Det vises imidlertid også her til at «*store deler av kommunen mangler treregistreringer*» (Trondheim Kommune, 2023a, s. 19), noe som viser til et fremdeles mangelfullt kunnskapsgrunnlag. Kapittelet utdyper videre at utviklingstrekk vil fokusere på ivaretagelse av grønnstruktur og bytrær når arealer skal fordeles. De understreker blant annet at «*Det er viktig å sikre grønne arealer for å ha mulighet til god arealforvaltning av trær*» (Trondheim Kommune, 2023a, s. 19), noe som videre understreker betydningen av et godt kunnskapsgrunnlag.

### 3.2.3 Bestemmelser og retningslinjer til kommuneplanens arealdel

Bestemmelsene i kommuneplanens arealdel utgjør sammen med plankartet juridisk bindende dokumenter (Trondheim Kommune, 2022b). I henhold til tematikken rundt urbane trær forekommer det her fire punkter av relevans. Disse punktene representerer en ønsket utvikling og viser til prioriteringer som settes til urbane trær og vegetasjon.

Bytrær benevnes konkret under punkt §8.3.6 for bestemmelser og retningslinjer rundt arkitektur og bymiljø. Her fremheves det at utformingen av gater og byrom skal danne trygge og attraktive områder gjennom en utstrakt bruk av bytrær og andre blågrønne kvaliteter. Det skal prioriteres å legge vekt på visuell kontakt mellom byrom.

Videre vises det til et fokus på elementer som fremmer naturmangfold og økosystemtjenester ved punkt §11.2 som representerer tematikken ny vegetasjon. Her benevnes det at blant annet trær og annen vegetasjon skal legges til rette for ved utarbeidelse av planforslag og søknad om tiltak.

Også under punkt §11.3 som omhandler samferdselsanlegg vises det til et ønske om etablering av trær. Det impliseres også at eksisterende alleer og trekker skal bevares, eller erstattes ved fjerning. Det fremheves her at «*Verdifulle vegetasjon er bytrær, store trær og annen vegetasjon som har stor betydning for naturmangfold, kulturhistorie, landskapsbilde, lokalklima, klimatilpasning, fordrøyning, stedsidentitet og/eller karbonlagring*» (Trondheim Kommune, 2022b, s. 16).

Under punkt §23.2.2 listes det flere punkter som omhandler tema bymiljø. Punkt B er her relevant og omhandler arealallokering til gatetrær og vegetasjon: «*Det skal avsettes areal for beplantning og møblering i gatemiljøet. Det skal prioriteres å bevare eller plante gatetrær og vegetasjon*» (Trondheim Kommune, 2022b, s. 31).

Innenfor den generelle tematikken blå/grønnstruktur vises det også til en ambisjon om ivaretagelse og styrking av koblinger og sammenhenger. Spesifikt foreslås det å legge til vurderinger om hvordan forbindelser mellom trær, beplantning og blå/grønne kvaliteter kan styrkes.

### 3.2.4 Oppsummerte funn i kommunale planer

Oppsummert viser gjennomgangen av de fremlagte planene til å inneha en del strategier og mål for natur og grønt. Det forekommer imidlertid i en relativt bred forstand, trolig for å kunne inkludere flere relevant aspekter innenfor de vedtatte mål og strategier. Eksempelvis inneholder de oppdaterte høringsforslagene imidlertid et større fokus på



urbane trær mer spesifikt. Det kan vises til blant annet det oppdaterte planforslaget til «plan for friluftsliv og grønne områder», som omhandler urbane trær mer konkret i et eget kapittel. I tillegg benevnes trær, trekker, bytrær og gatetrær under flere punkter i høringsutkastet til bestemmelser og retningslinjer for kommuneplanens arealdel. Dette viser til et økt fokus og en økt prioritering av urbane trær mer spesifikt i de nyere planforslagene.

### 3.3 Folk i byen og tilhørende byromundersøkelser

Årlig kartlegges kvalitetene av ulike byrom i Trondheim. Dette forekommer gjennom rapporten «Folk i Byen» som representerer en årlig bylivsundersøkelse (Basberg og Fasting, 2023). Formålet med kartleggingen er å tilføye mer kunnskap om Trondheims byrom i henhold til en vedtatt strategi for opprustning av utvalgte byrom. Kartleggingen er et forsøk på å kvantifisere innbyggernes oppfatninger og meninger ved blant annet gi innspill om byroms kvaliteter, samt hva som kunne blitt gjort for å bedre byrommet.

Kartleggingen undersøker i alt 23 byrom. En gjengående trend på tvers av de fleste byrom for hva som er bra, eller kan gjøres bedre, er mer grønt og trær. Rangeringen av hva som er viktigst, eller hva som er mest ønsket for at byrommet skal brukes mer, varierer mellom de ulike byrommene. Likevel blir aspekter som natur, grønt eller trær nevnt hos 22 av de 23 undersøkte byrommene i 2022, 2021 eller 2020. For byrommet Nordre Ilevollen, som representerer det eneste byrommet hvor natur, grønt eller trær ikke benevnes, er det imidlertid nærhet til parken som er det mest nevnte argumentet for hva som er bra med byrommet slik det er i dag. Spesielt for de byrom som rangeres lavere blant de spurte, er mer grønt et gjengående svar for hvordan byrommet kan forbedres.

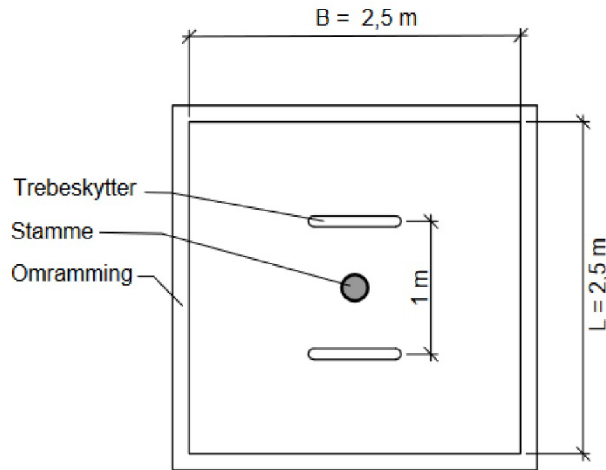
### 3.4 Planlegging for urbane trær – planmessige krav og veiledere

Basert på kartleggingen presentert ovenfor vises det til at tilgangen til grønt og trær i urbane områder er viktig for folks oppfatning av kvaliteten på byrom. Konkurransen om areal i urbane områder kan imidlertid være stor. I likhet med andre arealformål, krever også urbane trær plass. Trær krevet et visst areal og volum for å kunne vokse og utvikle seg, både over og under bakken. Dette resulterer i at urbane trær ofte står overfor utfordrende vekstforhold. Plassene de kan vokse på er ofte trange, med begrenset avstand til veier eller bygninger, og de befinner seg ofte i områder med mye faste, ikke-gjennomtrengelige underlag, noe som begrenser tilgangen til vann og luft for trærnes røtter. I tillegg kan det være infrastruktur under bakken som påvirker trærnes rotsystemer (Trondheim Kommune, 2023d).

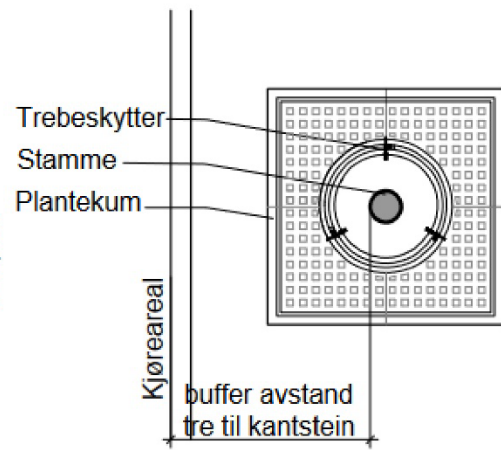
Trondheim kommune viser til egne normtegninger under ulike kategorier, blant annet fagområde grønt (Trondheim Kommune, 2023c).

Normtegningen som representerer omramming av trær i fast dekke, viser til ulike krav og spesifikasjoner tilknyttet beplantning. Blant annet indikerer normen at trær skal ha et minimumvolum på 5kvm. Eksisterer beplantningsområdet i nærhet til kjøreareal settes det også av en bufferavstand mellom tre og kantstein. Det foreligger også videre normer for dybde, plantehull og med mer, men dette anses som mindre relevant i lys av arealkrav for beplantning i henhold til oppgavens formål.

PLAN 1:50

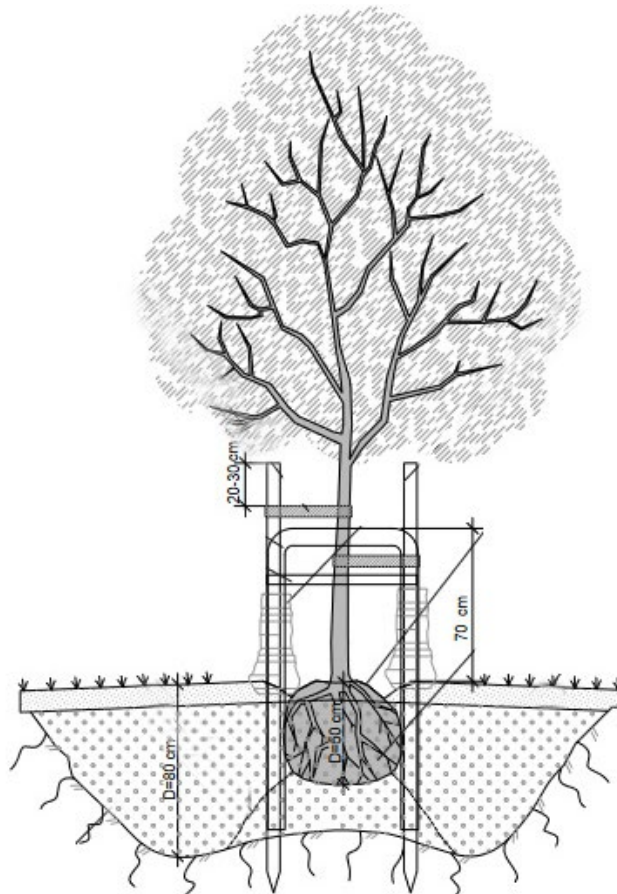


PLAN 1:50



Figur 5: Utsnitt fra normtegnning for omramming av trær i fast dekke. (Trondheim Kommune, 2022b).

Som illustrert kan trær kreve et større areal for å plantes riktig. Logisk nok kan dette skape utfordringer for inkluderingen av flere trær i sentrale, tettbebygde strøk, selv for de fremhevde positive assosierte effektene dette kan innebære.



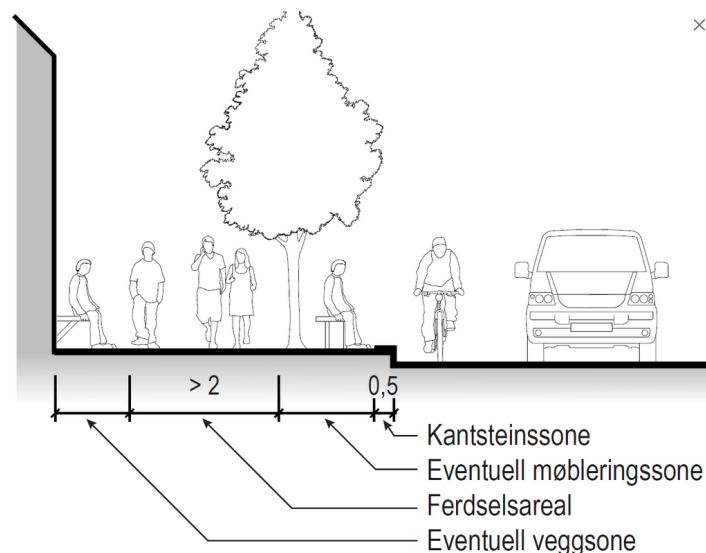
Figur 6: Normtegnning for planting av trær. Illustrasjonen er behandlet for å gi en representasjon av hvilke krav som stilles over og under bakken for planting av trær. Illustrasjon basert på Trondheim Kommune (2022c).

I tillegg kan man se til Trondheim kommunes egen veileder for arbeid nær trær (Kommunalteknikk et al., 2018). Her vises det blant annet til at trær med røtter kan strekke

seg i en bredde på oppimot 10 meter, men kan også være mye bredere under bakken. Dette kan derfor videre vise til andelen plass trær kan kreve, noe som kan være en utfordring i sentrale bystrøk hvor arealer allerede er under sterkt press.

Statens Vegvesen er en nasjonal aktør som blant annet har utarbeidet flere normaler og veiledere som håndbøker for utforming av veger og gater. Innenfor disse håndbøkene kan man blant annet finne informasjon tilknyttet ulike krav for beplantning.

Blant annet opererer Statens Vegvesen med krav til soneinndeling. Dette er basert på krav som stilles til fortau i bygater for å inneha tilstrekkelig arealer for ulike funksjoner. Det skiller her mellom soner for kantstein, møblering, ferdsel og vegg. Mens ferdselsareal må være >2 meter i bredde, og kantstein må være 0,5 meter i bredde, er det ingen konkrete krav til bredde for de andre sonene. Dette tolkes å være basert på skjønn og tilpasses til området basert på ønsket gateutforming og tilgjengelig plass. Inneholder fortauet møbleringssone, sonen som vil inneha blant annet vegetasjon som trær, så stilles det krav til at ferdselsarealet økes til 2,5 meter for å gi plass til maskinell snørydding o.l. (Statens Vegvesen, 2022b).



Figur 7: Inndeling av fortauet i soner med breddekrav målt i meter. (Statens Vegvesen, 2022a, s. 19).

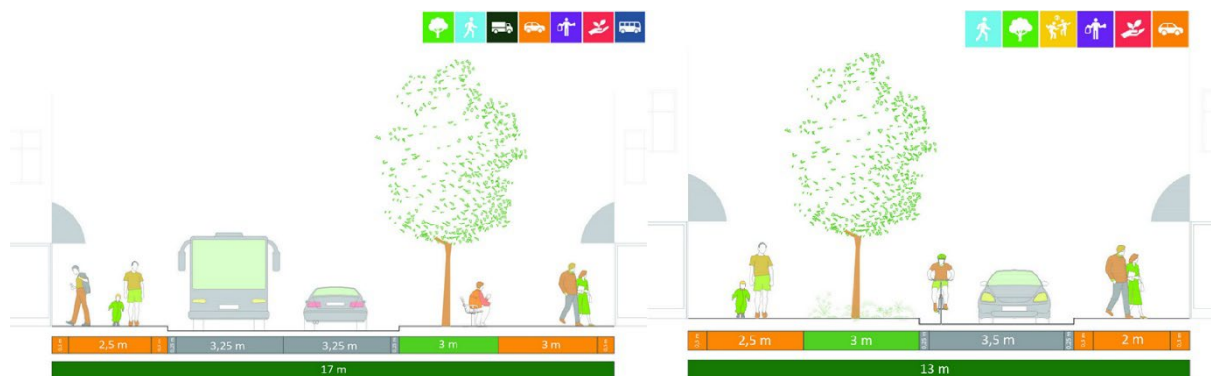
Eksempelvis inndeles gågater og fortau i sonene:

- Veggssone – sonen inn mot vegg på begge sider. Denne sonen er ikke ment for fotgjengere og kan inneholde utstikkende elementer, trapper eller annet som ikke kan fjernes fra gatearealet.
- Ferdsselsone – området ment for gangtrafikk og annen tillatt ferdsel. Det kan være en eller flere slike soner.
- Møbleringssone – området der gatemøbler som benker, søppelbøtter, vegetasjon eller lignende kan plasseres. Møbleringssonen kan også fungere som buffer mot biltrafikk, men innehar ingen konkrete breddekrav.
- Kantsteinsone – gjelder kun for fortau, og er området uten hindringer som gir plass til at biler kan ha overheng.

(Statens Vegvesen, 2014).



Figur 8: Eksempel på gatetverrsnitt med soneinndelingen. Legg merke til at møbleringssonen er sonen som tillater for trær. (Statens Vegvesen, 2014, s. 66).



Figur 9: Eksempler på gateutforming i henhold til arealkrav. Legg merke til den totale bredden som løsningene krever. (Statens Vegvesen, 2022b, s. 84, 87). Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning.

Benyttes trær som trafikkdeler stilles det ekstra arealkrav. Her forekommer en minimumsbredde på 4 meter i midtdeler, men bredder ned til 2 – 2,5 meter kan aksepteres, mens det kreves 3 meter langs fortau. I tillegg skal trær plantes slik at trestammen ikke kommer nærmere fortauskant enn 0,5 meter (Statens Vegvesen, 2022b).

Viktigheten av møblering og vegetasjon i bybildet blir likevel anerkjent av Statens Vegvesen. Blant annet fremheves det at møblering og vegetasjon kan brukes til å styrke gatens rolle som sted og tilpasse gatens uttrykk til lokal kontekst. Det gjør at mennesker ønsker å oppholde seg og bevege seg langs gatene. Variasjon i gatebildet er viktig for å gi stimuli til de som går og sykler. Gjennom gode møblerings og vegetasjonsvalg kan gatene derfor oppfattes heller som kvaliteter enn som trafikkproblemer. I tillegg viser de til

viktigheten av vegetasjon og blågrønne løsninger som et viktig element i håndtering av blant annet overvann (Statens Vegvesen, 2022a).

Samlet sett viser dette til krevende arealallokering for å imøtekomme de ulike kravene som stilles for etablering av urbane trær. I en situasjon hvor tilgjengelige arealer og bruksområde er i økende konkurranse er det derfor enkelt å nedprioritere urbane trær oppimot andre formål. Dette legger videre premissene for å undersøke hvordan Trondheims tettbebygde områder ivaretar urbane trær, og om enkelte områder kan ha behov for en økt prioritering.

Hvilke områder som innehar en større og mindre eksponering av urbane trær kan ha utallige forskjellige årsakssammenhenger. Videre bruk av resultatene som følge av kartleggingen og analyseringen av den visuelle eksponeringen til urbane trær på tvers av Trondheim kan potensielt gi innsikt i hvilke sosioøkonomiske og demografiske variabler som kan spille en rolle i fordelingen av grønt. Det vil derfor inkluderes et avsnitt som undersøker hvordan den sosioøkonomiske og demografiske karakteristikken er fordelt i Trondheim som et grunnlag for statistiske analyser.

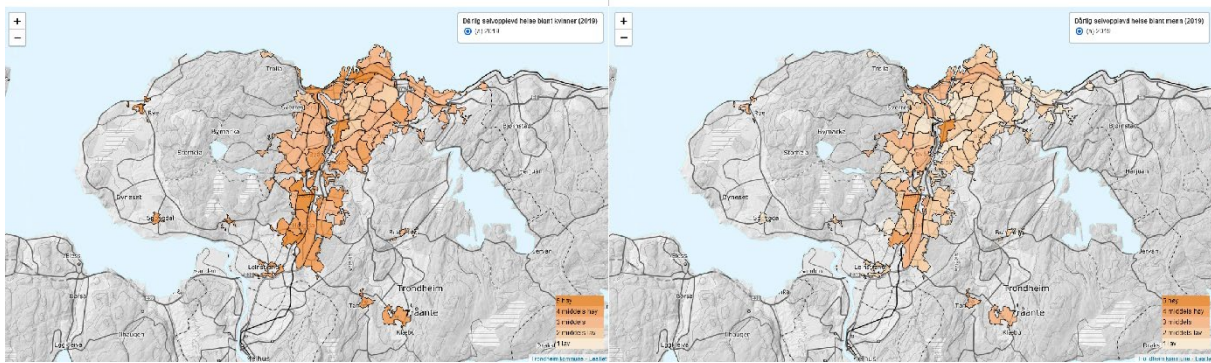
## 3.5 Sosioøkonomiske og demografiske fordelinger i Trondheim

Levekårsundersøkelsen gjennomført i 2021 innehar den mest oppdaterte statistikken for Trondheim. Begrunnelsen for en slik rapport er lovkrav alle norske kommuner har til å holde en oversikt over folkehelsen og de forhold som påvirker folkehelsen gjennom Plan- og bygningsloven og Lov om folkehelsearbeid (Trondheim Kommune, 2021c).

Temasiden for levekår og folkehelse i Trondheim kommune kan gi innsikt i en rekke faktorer. Blant annet kan det her vises til faktorer som helsetilstand, nærmiljø, befolknings sammensetning, oppvekst og inntekt. Det vil nedenfor vises til tre utvalgte faktorer: Selvpoplevd helse, opplevd tilgang til park og grøntområder, og inntektskvintil etter skatt. Disse tre er tilfeldig valgt for å gi et overblikk over ulikhetene som kan være representert i Trondheim.

Selvpoplevd helse betyr innenfor levekårsundersøkelsene «*hvordan man selv anser egen helse å være nå («dårlig», «ikke helt god», «god», eller «svært god»)*» (Trondheim Kommune, 2021d).

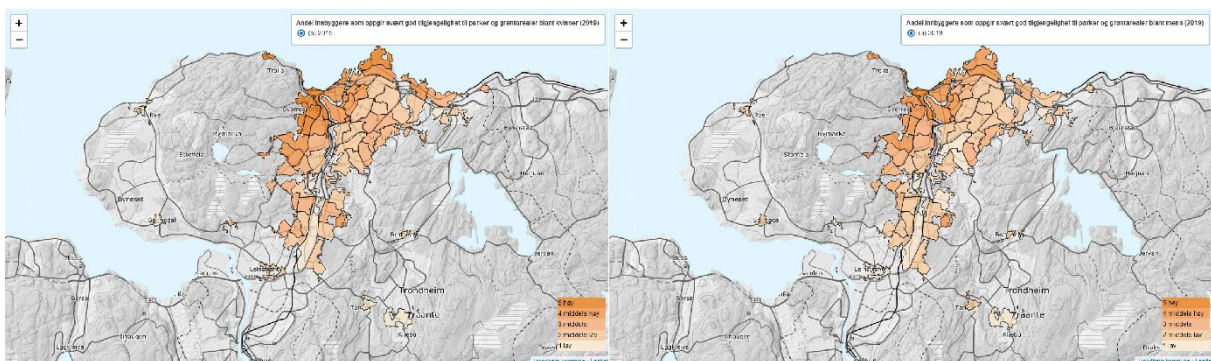
Andelen som rapporterer dårlig selvpoplevd helse varierer mellom de ulike områdene, og er henholdsvis mellom 7 og 28% for menn, og mellom 15 og 37% for kvinner. Av de studerte områdene er det Spongdal, Stavset og Havstein-Stavne som kommer best ut for menn, mens Singsaker, Bromstad-Leangen og Rosenborg for kvinner.



Figur 10: Geografisk representasjon av andelen som oppgir dårlig selvopplevd helse. Til venstre for kvinner, til høyre for menn. (Trondheim Kommune, 2021a). Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning.

Det forekommer ingen undersøkelse av tilgjengelighet av trær spesifikt, men levekårsundersøkelsen innehar imidlertid en undersøkelse av opplevd tilgjengelighet til parker og grøntarealer. Det kan også her ses til ulikheter innad i kommunens studieområder.

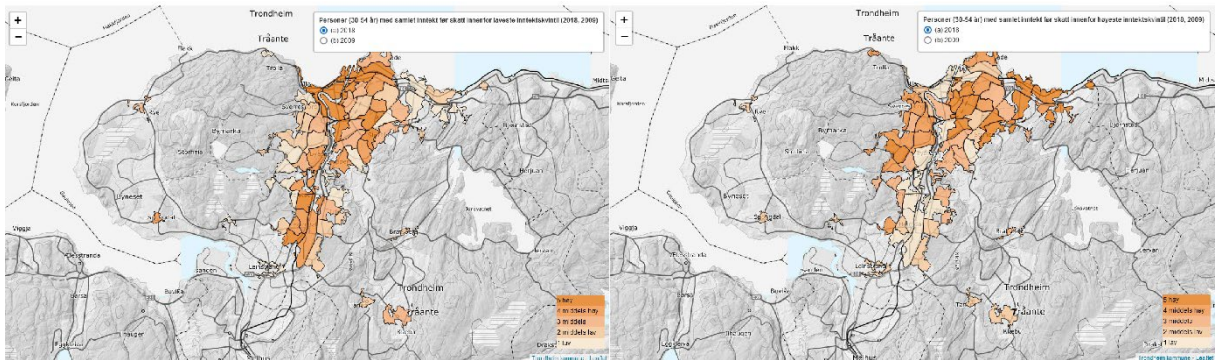
Kartet nedenfor viser til at den Lade utpeker seg som området med høyeste andelen som oppgir å ha svært god tilgjengelighet til parker og grøntområder, mens områdene Romulslia, Olderdalen og Breidablikk scorer lavest (Trondheim Kommune, 2021a).



Figur 11: Fordeling av opplevd tilgjengelighet til parker og grøntarealer for hvert studieområde. (Trondheim Kommune, 2021b). Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning.

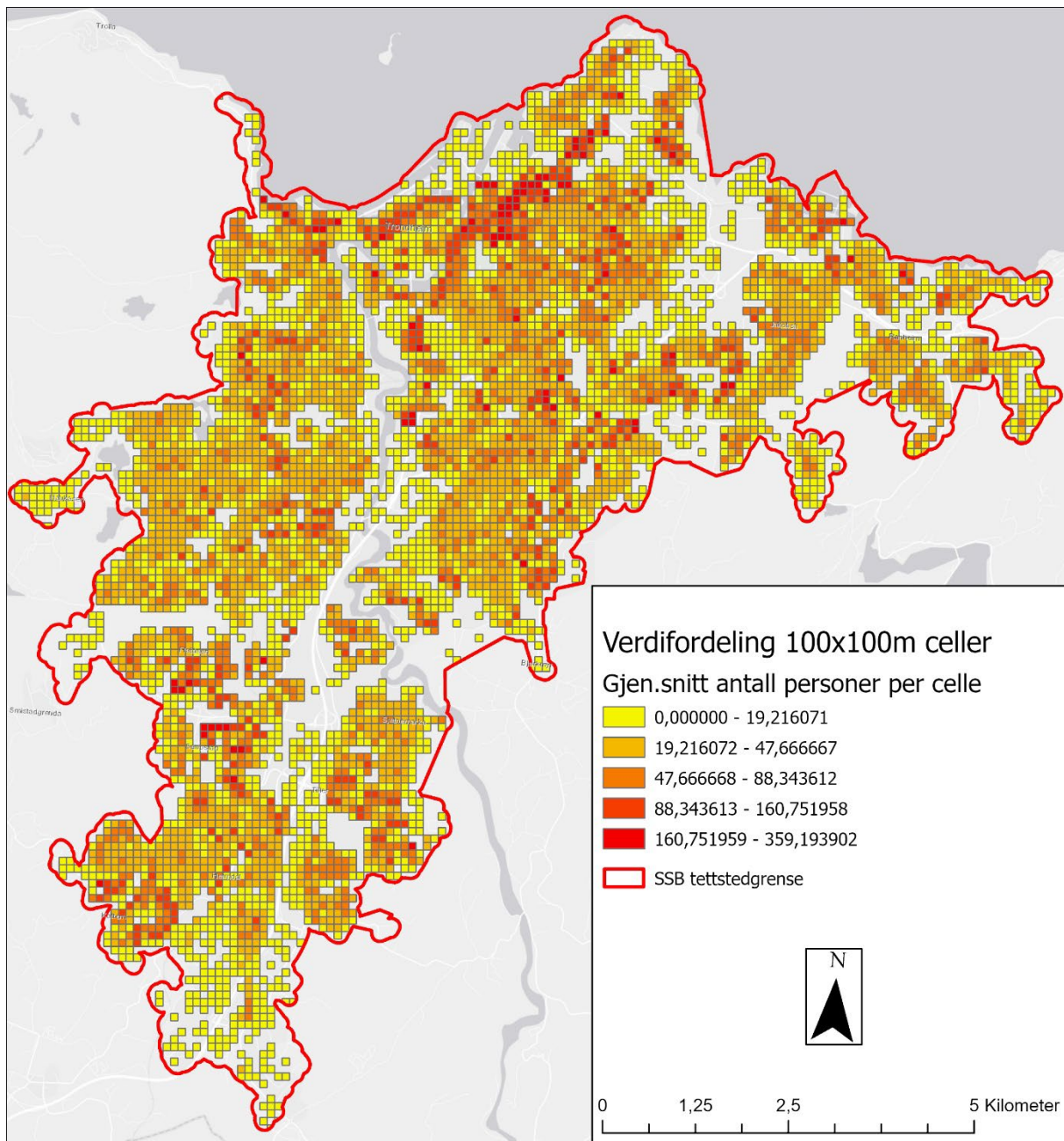
Inntekt kan være en relevant faktor for utdyping av forskjeller innad i Trondheim Kommune. En høyere inntekt kan muligens forklare tilgangen personer har til urbant grønt, som følge av at dette er en gode som kan være etterspurt. Personer med høyere inntekter kan derfor stå mer fritt til å velge å bosette seg i områder som inneholder en høyere kvalitet av urbant grønt enn personer av lavere inntekt.

Ser man til levekårsundersøkelsene kan man sammenligne kontrasten av hvilke områder som representerer den laveste og høyeste inntektskvantilen etter skatt (Trondheim Kommune, 2021b). Illustrasjonen viser til at det forekommer større forskjeller mellom ulike områder. Generelt kan det indikere at sentrale områder i tillegg til områder sør i Trondheim har størst forekomst av lavinntektsgrupper. Områder til vest, rundt Byåsen, og områder til øst, rundt Ranheim, innehar størst forekomst av høyinntektsgrupper.



Figur 12: Sammenligning av inntektsforskjeller i Trondheim. Til venstre: samlet inntekt før skatt innenfor laveste inntektskvintil. Til høyre: samlet inntekt før skatt innenfor høyeste inntektskvintil. (Trondheim Kommune, 2021c). Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning.

I tillegg til oversikten gjennom leveårsundersøkelsen er det også informasjon tilgjengelig gjennom datasett fra Geodata (Geodata, u.d.). Dette datasettet inneholder sosioøkonomiske og demografiske variabler med en høyere geografisk oppløsning enn den tilgjengelig fra leveårsundersøkelsen. Det er dette datasettet som vil anvendes som grunnlag for statistiske undersøkelser oppimot resultatene av synlighetsanalysen til urbane trær.



Figur 13: eksempel på fremvisning av geodatas datasett med variabelen *antall\_per* som representerer gjennomsnittlig antall personer per celle. Illustrasjonen er basert på Geodatas datasett, Geodata (2023).

Oppsummert viser levekårsundersøkelsen fra 2021 og datasettet fra Geodata til at variasjoner innad i Trondheim i henhold til ulike variabler. Det er her kun enkelte utvalgte variabler som er blitt representert. Eksistensen av variasjoner og ulikheter innad i en by anses som normalt. Dette kan likevel gi et tolkningsgrunnlag for potensielle assosierte sammenhenger som kan finne sted gjennom de statistiske undersøkelsene. Formålet vil da være å undersøke om noen variabler kan predikere eller forklare forskjellene i eksponeringsverdi til urbane trær på tvers av studieområdet.



## 4 Metode

Som omtalt er hovedformålet med denne avhandlingen å kartlegge og analysere visuell eksponering av urbane trær i Trondheim. Det tas her utgangspunkt i arbeidet til Cimburova og Blumentrath (2022), som har gjennomført en lik kartlegging for Oslo. Ved å anvende samme metodikk vil dette undersøke hvor godt metoden kan replikeres for et nytt studieområde. Videre vil et vellykket resultat ved bruk av deres metode bidra til å øke kunnskapsgrunnlaget for tilstanden av visuell eksponering av urbane trær i Trondheim, noe som kan være hensiktsmessig for strategisk planlegging av byens grønnstruktur, samt å kunne anvendes til å måle effekten av planlagte eller gjennomførte tiltak.

Resultatene fra analysen vil også kunne bidra med å forklare hvordan fordelingen av visuell eksponering av urbane trær påvirkes av sosioøkonomiske og demografiske faktorer. Ved å identifisere områder med lav visuell eksponering kan dette bistå i å planlegge strategiske tiltak for å utnytte de positive egenskapene til urbant grønt i form av urbane trær. Ved å bruke metodikken presentert her, oppimot teoretiske og empiriske funn presentert tidligere i oppgaven, kan det derfor legges til rette for et bedre kunnskapsgrunnlag for planlegging for, og utnyttelse av grønnstrukturen i byer.

Som nevnt tidligere vil denne oppgaven inneha en overordnet problemstilling og fire tilhørende forskningsspørsmål. Det vil benyttes flere metoder for å kunne besvare både oppgavens overordnede problemstilling og tilhørende forskningsspørsmål. Det er i lys av dette hensiktsmessig å inndele metodekapittelet i tre deler:

4.2 – Kartlegging og analysering av visuell eksponering av urbane trær i Trondheim med utgangspunkt i Cimburova & Blumentraths avhandling fra 2022.

Videre analysering med utgangspunkt i resultatet fra punkt 4.2:

4.3 – Anvendelse av synlighetsanalyser for planleggingsorienterte oppgaver

4.4 – Statistiske analyser

Før den metodologiske tilnærmingen forklares er det relevant å fremheve en generell gjennomgang av anvendte programvarer og metodologisk informasjonsshenting fra relevante fagpersoner.

### 4.1 Metodologisk informasjonsshenting

#### 4.1.1 Forklaring av anvendte programvarer

For å kartlegge og analysere visuell eksponering av urbane trær, samt gjennomføringen av statistiske analyser, kreves det flere typer programvare. Det er blitt anvendt totalt seks ulike programmer i denne oppgaven:

- ArcGIS Pro
- GRASS GIS
- QGIS
- ArcMap
- Adobe Illustrator
- Rstudio

ArcGIS Pro er et lisensbasert geografisk informasjonssystem utgitt av ESRI. ArcGIS Pro karakteriseres som en profesjonell GIS-applikasjon med alle funksjoner som ESRI tilbyr

(ESRI, u.d.-b). ArcGIS Pro er en intuitivt og brukervennlig GIS-programvare, noe som gjør det godt anvendelig for behandling og produksjon av datamateriale. ArcGIS Pro er programvaren som vil benyttes for behandling av datamateriale som representerer grunnlaget for synlighetsanalysen.

Geographic Resources Analysis Support System (GRASS GIS) er en gratis tilgjengelig GIS-programvare med åpen kildekode. GRASS GIS kan benyttes som enten en frittstående applikasjon eller som baksystem for andre programvarepakker. Ved å være en åpen kildekode impliserer dette at programmet er åpent for inspisering og endring av teknisk kyndige brukere (Open Source Geospatial Foundation, 2023b). GRASS GIS er programvaren som anvendes for Cimburova og Blumentraths utviklede tilleggsverktøy for synlighetsanalyser, r.viewshed.exposure (Cimburova og Blumentrath, 2022; Open Source Geospatial Foundation, 2023a). Det er dette tilleggsverktøyet som vil benyttes i oppgaven for å gjennomføre en synlighetsanalyse av visuell eksponering til urbane trær i Trondheim.

QGIS er en åpen kildekode GIS-programvare. QGIS kan sammenlignes med ArcGIS Pro i anvendelse og bruksområde, og innehar mange av de samme funksjonene (QGIS, u.d.). I henhold til denne oppgaven er QGIS i hovedsak anvendt som et alternativ i behandlingen av datagrunnlaget i enkelte tilfeller hvor ArcGIS Pro ikke var tilstrekkelig. Dette representerer relativt lite av arbeidet nedlagt i denne oppgaven.

ArcMap er, sammen med ArcGIS Pro, en av to primære GIS-applikasjoner fra ESRI. Den brukes til å utføre et bredt spekter av vanlige GIS-oppgaver, samt spesialiserte, brukerspesifikke oppgaver (ESRI, 2021b). For å representere resultatet av synlighetsanalysen for Trondheim, med samme symbologi som synlighetsanalysen gjennomført for Oslo, ble ArcMap anvendt. Dette er som følge av at ArcMap er det verktøyet som ble benyttet for symbologibehandlingen av synlighetsanalysen for Oslo, og det eneste av GIS-programmene som kunne replisere samme symbologi.

Adobe Illustrator er et lisensbasert grafisk designverktøy levert av Adobe (Smith, 2022). Programvaren er godt egnet for å illustrere og visualisere resultater. Adobe Illustrator vil benyttes for å behandle representasjoner av sammenligningsgrunnlag og visualiserte resultater.

Rstudio vil anvendes for gjennomføring av statistiske analyser. Vil benyttes basert på resultatene av synlighetsanalysen og ulike sosioøkonomiske og demografiske variabler. NTNU oppgir på sine sider at «*Rstudio er et integrert utviklingsmiljø (IDE) for R. Det inkluderer en konsoll, syntax editor som støtter direkte kodekjøring, samt verktøy for plotting, historie, feilsøking og arbeidshåndtering*» (NTNU, u.d.). Gjennom dette verktøyet kan man med andre ord skrive ned koder for å gjennomføre ulike statistiske undersøkelser. Verktøyet støtter i tillegg visualisering av resultater. Begrunnelsen for valg av Rstudio er basert på flere aspekter. Blant annet er verktøyet lett tilgjengelig uten lisens. Det er også et mye brukt verktøy, noe som medfører at mange ressurser ligger tilgjengelig. Som følge av disse to egenskapene eksisterer det veiledere for bruk og eksempelkoder for ulike statistiske modeller som kan modifiseres for å tilpasse datamateriale som skal undersøkes. Kodene som anvendes vil ligge som vedlegg.

## 4.1.2 Informasjonshenting

For å kunne analysere den visuelle eksponeringen til urbane trær må det først konstrueres et grunnmateriale av kartlagte trær. Eksisterende litteratur innenfor ulike GIS-verktøy og

metodisk gjennomføring for kartlegging av trær er derfor blitt undersøkt. Kartleggingen av trær har blitt gjennomført tidligere, med bruk av ulike metodologiske tilnæringer. Imidlertid er det i henhold til trærs målbare visuelle eksponeringsevne få eksempler som foreligger. Det er i hovedsak arbeidet til Cimburova og Blumentrath (2022) som trolig er en av de eneste, og samtidig den mest relevante metodologiske kilden. Imidlertid viser ikke avhandlingen til Cimburova og Blumentrath til en metodisk gjennomgang av kartleggingen av urbane trær, som følge av at en slik kartlegging allerede eksisterer for Oslo Kommune (Hanssen *et al.*, 2021). Dette er ikke tilfelle for Trondheim Kommune. Selv om det eksisterer noen kilder som baserer seg på kartlegging av trær er det ikke alle som er like relevante for anvendelsen av GIS som kartleggingsverktøy eller for studieområdet Trondheim. Det har derfor vært nødvendig å utarbeide en egen metode for generering av et slik datagrunnlag for Trondheims trær. Et steg på denne veien har derfor vært å søke informasjon hos personer med erfaring fra lignende prosjekter tidligere.

### 4.1.3 Informasjonshenting fra relevante fagpersoner

Informasjonshenting fra relevante fagpersoner i form av intervjuer vil ikke anses som et metodologisk fundament i denne oppgaven, men heller som et supplement til bakgrunnskunnskap og litteratursøk. Begrunnelsen for kontakt med relevante fagpersoner er som følge av den begrensede mengden litteratur omkring kartlegging av urbane trær og produksjon av grunnlagsdata for gjennomføring av synlighetsanalyser i GIS.

Kontakten med fagpersoner kan anses som samtykkebaserte intervjuer. Gjennomføringen av intervjuene kan i tillegg karakteriseres som en uformell tilnærming (Thagaard, 2018), hvor spørsmål ble tilpasset til samtalen og intervjupersonens innspill. På forhånd var kontaktpersonen informert om oppgavens innhold og bakgrunnen for ønsket kontakt. Siden formålet med intervjuet var å undersøke metodologisk tilnærming og erfaring var det hensiktsmessig med lite struktur for intervjuet, hvor intervjupersonen friere kunne snakke om løsninger og erfaringer som kunne bygges videre på. Intervjuspørsmålene omhandlet i hovedsak hvordan informantene har arbeidet med lignende kartlegging tidligere, og hvilke innspill de kunne ha for gjennomføringen av oppgavens formål. I all hovedsak ga dette spørsmål om:

1. Hvilke tidligere erfaringer har du/dere med kartlegging av vegetasjon eller trær?
2. Hvilke metoder har blitt anvendt for denne kartleggingen? Hvilke datamaterialer og programmer ble benyttet for denne kartleggingen?
3. Innspill i henhold til datamateriale og programvare for kartlegging av trær i Trondheim.

Det foreligger flere potensielle løsninger og metodologiske tilnæringer til kartlegging av trær. Blant annet kan vegetasjon kartlegges relativt enkelt om man har tilgang på CIR-data (Ortofoto i infrarødt) som ved riktig anvendelse kan skille ut det meste av vegetasjon fra andre menneskeskapte overflater og objekter (Landsat Missions, u.d.). Utfordringen med trær er å få skilt disse fra annen type vegetasjon, som busker, blomster, gress osv., samt menneskeskapte elementer som kan forveksles med trær, som lyktestolper, klatreplanter, høgspenledning osv.

Det ble også foreslått bruk av punktskydata fra hoydedata.no, en tjeneste levert av kartverket (Kartverket, u.d.). Punktskydata er inndelt i klasser basert på blant annet vegetasjonstyper. Klasseinndelingen består av lav, middels og høy vegetasjon. Begrunnelse for klasseinndelingen var likevel ikke enkel å oppdrive, hvorav hverken Trondheim

Kommune, som bestiller (personlig kommunikasjon, e-post, 10. februar), eller Field Group, som utarbeidet datamateriale (personlig kommunikasjon, telefonsamtale, 13. februar), kunne gi noen klar informasjon om parametere eller valg av klasseinndeling for vegetasjonstyper. Uten tilgang på informasjon om klasseinndelingen ble bruk av punktskydata valgt vekk som følge av vanskeligheten tilknyttet filtrering av datamateriale i henhold til oppgavens formål. Bruk av punktskydata er i tillegg et mer krevende datagrunnlag, noe som øker kravene for tilgjengelig datautstyr. Bruk av denne type datagrunnlag ville trolig medført en lengre prosesstid.

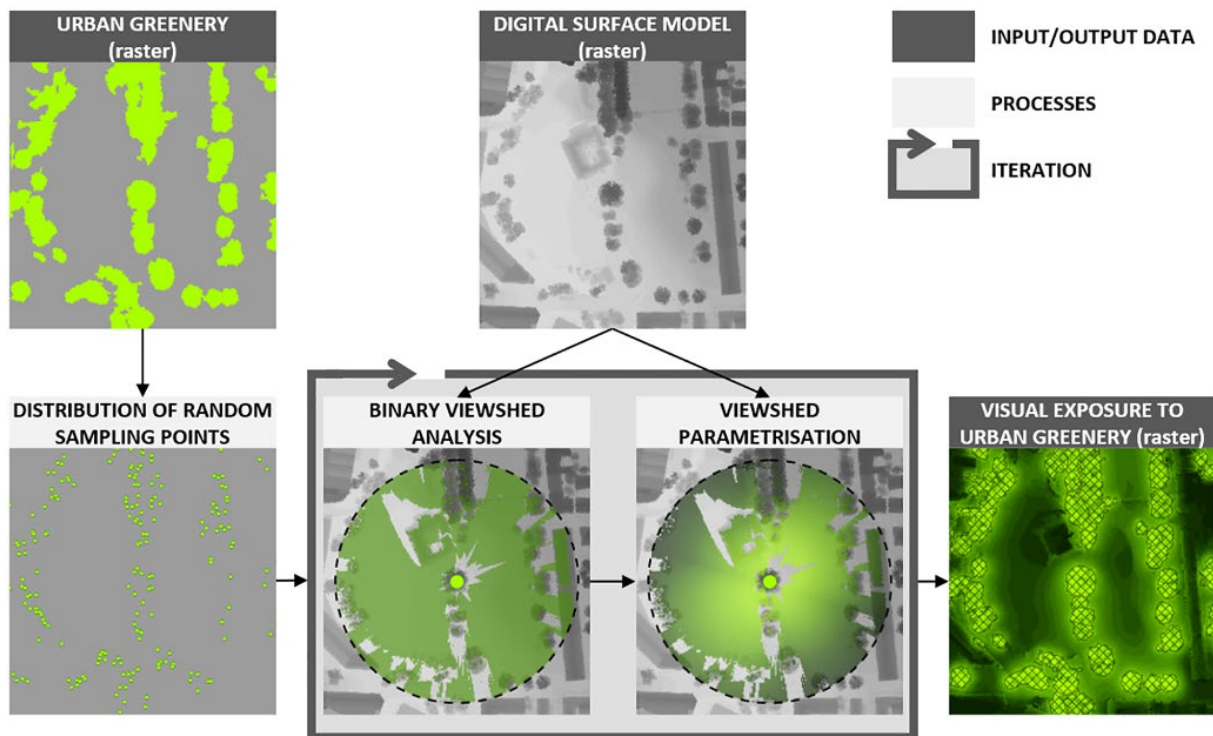
En rekke andre forslag ble også fremmet av kontaktpersonene med anvendelse av ulike typer datamaterialer via ulike typer programvarer. Hovedpoenget for denne oppgaven er likevel å finne en tilstrekkelig effektiv og brukervennlig metode som kan gi et tilstrekkelig resultat for videre analysering. En begrenset tilgang og kunnskap til ulike programmer medførte at metodikken i all hovedsak måtte involvere bruken av GIS-programmer (ArcGIS Pro, QGIS eller GRASS GIS). Med dette ble rammene for metoden satt. Metodikken som ble utarbeidet gjennom en kombinasjon av erfaring fra fagpersoner og eksperimentering kan ikke fastslås som optimal, det kan foreligge andre metoder som ikke ble avklart gjennom den begrensede mengden intervjuer og informasjonshenting. Likevel vil metodikken utarbeidet for generering av grunndata for trær i Trondheim anses som tilstrekkelig, og av god nok kvalitet til gjennomføring av synlighetsanalysen og videre analysering.

## 4.2 Kartlegging og analysering av visuell eksponering av urbane trær i Trondheim

For å kunne gjennomføre en synlighetsanalyse av trær i Trondheim behøver man spesifikke grunndata tilpasset Cimburova og Blumentrath (2022) sitt utviklede tilleggsverktøy, *r.viewshed.exposure*. Kartlegging av trær i Trondheim var som omtalt tidligere ikke gjennomført på forhånd. Det var derfor nødvendig å gjennomføre en slik kartlegging på egen hånd. Dette medførte visse utfordringer tilknyttet økt tids- og ressursbruk, samt en annen metodologisk tilnærming som ikke har blitt undersøkt i stor grad tidligere. Den gjennomførte metoden for kartlegging av urbane trær i Trondheim Kommunes tettstedsområde er en kombinasjon av erfaringer fra relevante fagpersoner og eksperimentering med tilgjengelig datamaterialer og ulike programvarer.

Tilleggsverktøyet *r.viewshed.exposure* krever to datagrunnlag for gjennomføring av synlighetsanalyser:

1. En Digital Overflatemodell (DOM) i rasterformat (på Engelsk: DSM – «Digital Surface Model»), og
2. Et binært kartlag med informasjon om urbant grønt i form av trær.



Figur 14: Oversikt over datagrunnlag og prosess for synlighetsanalyse av trær med tilleggsværktøyet *r.viewshed.exposure*. (Cimburova og Blumentrath, 2022, s. 4).

Som omtalt er det nødvendig med to datagrunnlag for å gjennomføre en synlighetsanalyse ved bruk av tilleggsværktøyet *r.viewshed.exposure*. Nedenfor vil den metodologiske prosessen av det første datagrunnlaget som representerer et binært trekronekart gjennomgås. Etterfulgt vil det andre datagrunnlaget som representerer en digital overflatemodell kort presenteres, før det til slutt vil forklares en metodologisk gjennomgang for konstruering av synlighetsanalyser basert på de to datasettene.

#### 4.2.1 Høydeinformasjon gjennom NDSM

Etter innspill fra fagpersoner ble det utviklet en metodologi for kartlegging av urbane trær. Rammene for metoden er basert på premisser om tilgjengelig rådata, samt tilgang og kunnskap til relevante programvarer.

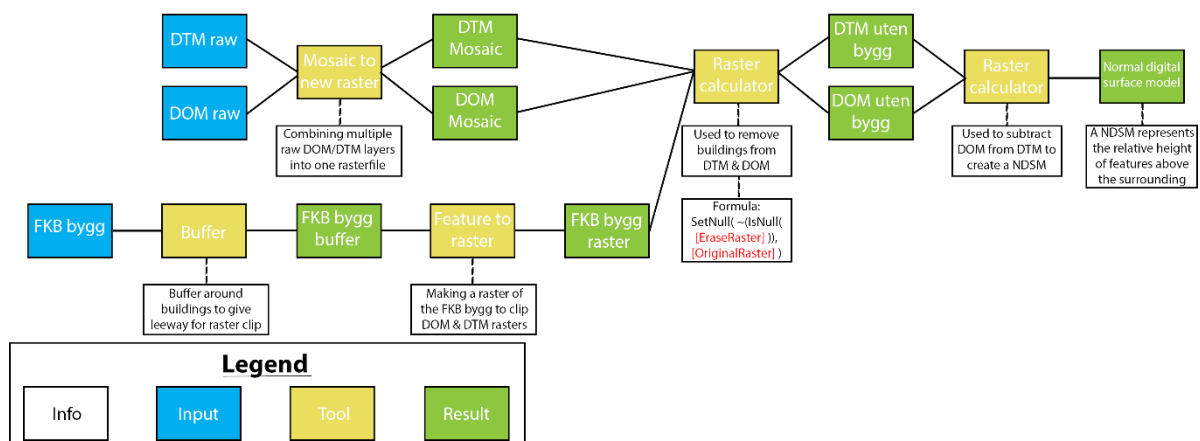
Det første steget i den metodologisk tilnærming for kartlegging av urbane trær innebærer å generere en Normalisert Digital Overflatemodell (NDSM). Dette innebærer en prosess hvor man henter både en Digital overflatemodell (DOM) og en Digital terrengmodell (DTM) for så å kombinere lagene ved subtraksjon. En DOM innehar høydeinformasjon basert på bakkenivå, i tillegg til menneskeskapt objekter som blant annet bygninger og infrastruktur, og høydeinformasjon om ikke-menneskeskapt objekter som trær og vegetasjon. En DTM innehar til forskjell kun høydeinformasjon basert på bakkenivå, men innehar ikke høydeinformasjon om andre objekter som bygninger, infrastruktur eller vegetasjon (Njambi, 2022). Begge datamaterialene er fritt tilgjengelige gjennom [hoydedata.no](https://hoydedata.no) (Kartverket, u.d.). Ved å subtrahere høydeverdiene i DOM-laget fra høydeverdiene i DTM-laget vil man kunne sitte igjen med en NDSM som kun innehar høydeinformasjonen for alle objekter over bakkenivå. Dette gir et godt utgangspunkt for en videre elimineringsprosess av menneskeskapt objekter.

En ulempe med valg av NDSM fremfor punktsky er en bekostning av presisjon, hvorav punktsky kan oppnå et svært høyt detaljgrunnlag (Kartverket, 2022b), mens en NDSM vil være begrenset til høyst oppløsning på 1x1 meter (1m<sup>2</sup>) (Kartverket, 2022a). Likevel er det oppgitt i Cimburova og Blumentrath (2022) avhandling at en oppløsning på 1x1 meter er av tilstrekkelig kvalitet for å oppnå et godt resultat.

For å kunne videre filtrere NDSM-laget var det nødvendig å gjennomføre en elimineringsprosess. Ved bruk av annet tilgjengelig datamateriale gjennom Felles Kartdatabase (FKB), er dette en effektiv måte å filtrere ut en større mengde høydeverdier som ikke representerer trær. Datamateriale fra Felles Kartdatabase, heretter referert til som FKB, er en samling primærdatasett som samles inn og forvaltes i fellesskap av Geovekst-partene i en kommune (Kartverket, 2023). FKB innehar blant annet datasett som representerer alle bygninger i Trondheim, noe som kan benyttes til å filtrere ut en større mengde menneskeskapt elementer. Elimineringen av bygninger er her relevant for å unngå kombinasjonen feil i høydeinformasjon og NDVI-verdier rundt bygninger, noe som omtales senere i kapitlet.

Siden dette datamateriale er i vektorformat ble det nødvendig å legge inn en kort buffer for at hele bygningsmassen skulle bli inkludert i konverteringsprosessen til raster-format. Dette ble gjennomført i ArcGIS Pro. Etter noe eksperimentering ble bufferdistansen rundt bygninger satt til 1 meter. Eliminering av bygg ble gjennomført for både DOM og DTM lagene før høydeverdiene ble subtrahert. Ved gjennomføring av denne prosessen blir resultatet en NDSM som representerer den relative høydeverdien for alle objekter med unntak av bygninger.

Nedenfor vises hele prosessen for å ferdigstille en NDSM:



Figur 15: viser en illustrasjon av prosessen for konstruksjon av en NDSM. GIS-programmet ArcGIS Pro har et standard skriftspråk på Engelsk, noe som gjør oversettelser vanskelig. Bildet viser til fire fargekoder som representerer 1) Info (informasjon), 2) Input (inndata), 3) Tool (verktøy), og 4) Result (resultat). Egenprodusert. Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning.

#### 4.2.2 Vegetasjonsfiltrering gjennom CIR og NDVI

Neste steg i elimineringsprosessen er inkorporering av Ortofoto i infrarødt (CIR) hentet fra NorgeiBilder (Kartverket, NIBIO og Statens Vegvesen, u.d.). Data fra NorgeiBilder er ikke fritt tilgjengelig på samme måte som datamaterialene DOM og DTM fra Hoydedata.no, Ortofoto i infrarødt må her anskaffes gjennom personer med tilgang, som ansatte ved

NTNU. Ortofoto i infrarødt, heretter referert til som CIR-data, representerer opptak der en av fargeskalaene er erstattet med opptak i det nærinfrarøde område (Geovekst, 2022).

Eliminering av bygninger fra datamateriale, som forklart i forrige seksjon, har også det formål å eliminere feilinformasjon tilknyttet CIR-datamaterialet. Enkelte tak, enten i riktig type grønnfarge, eller «grønne tak» med vegetasjon, kan bli klassifisert som vegetasjon ved bruk av CIR-data. Sammen med høydeinformasjonen til bygninger oppfattes disse punktene dermed som trær, noe som gjør det nødvendig å eliminere disse tidlig i prosessen.

For å kunne anvende CIR-datamaterialet til å filtrering basert på vegetasjon benyttes NDVI-metoden (Normalized Difference Vegetation Index). NDVI brukes til å kvantifisere vegetasjonsgrønnhet basert på CIR-data og kan benyttes til å analysere aspekter som vegetasjonstetthet eller vurdering av endring i plantehelse (Landsat Missions, u.d.). NDVI fungerer ved å måle forskjellig lysrefleksjon, hvorav nær-infrarød reflekteres av vegetasjon, mens rødt lys absorberes (GISGeography, 2022a). Klorofyll representerer det grønne pigmentet for vegetasjon, og er nødvendig for at planter og vegetasjon skal kunne utføre fotosyntese (Aarnes, 2021). Det er denne pigmentfargen som kan oppfattes i NDVI metoden som en metode for å filtrere ut vegetasjon fra andre objekter.

Dette resulterer i en indeks med verdiskala mellom -1 og +1 basert på mengden refleksjon. Indeksen gir imidlertid ingen direkte avgrensning basert på type landdekke. Dette er på grunn av at refleksjonsegenskapene til vegetasjon påvirkes av ulike faktorer, som plantehelse, type vegetasjon, klimatype, eller årstid. Disse faktorene påvirker refleksjonsverdien, noe som igjen resulterer i ulike NDVI-verdier (Han *et al.*, 2021; Ayanlade *et al.*, 2021). Det er likevel mulig å anse visse kategoriske inndelinger basert på verdier. Blant annet vil negative verdier mest sannsynlig representere vann, verdier rundt 0 indikerer lite grønt som for eksempel asfaltflater, mens verdier nært +1 har en høy sannsynlighet for å være tette, grønne blader (GISGeography, 2022a).

Den gjennomsnittlige NDVI-verdien er oppgitt til 0,1491. Denne verdien kan i første øyekast virke lav, men må tolkes i henhold til at hele studieområdet representeres, inkludert alle former for vegetasjon og ikke-vegetasjon.

#	STATISTICS of INDIVIDUAL LAYERS				
#	Layer	MIN	MAX	MEAN	STD
#	-----				
	1	-1,0000	0,9747	0,1491	0,4459
#	=====				

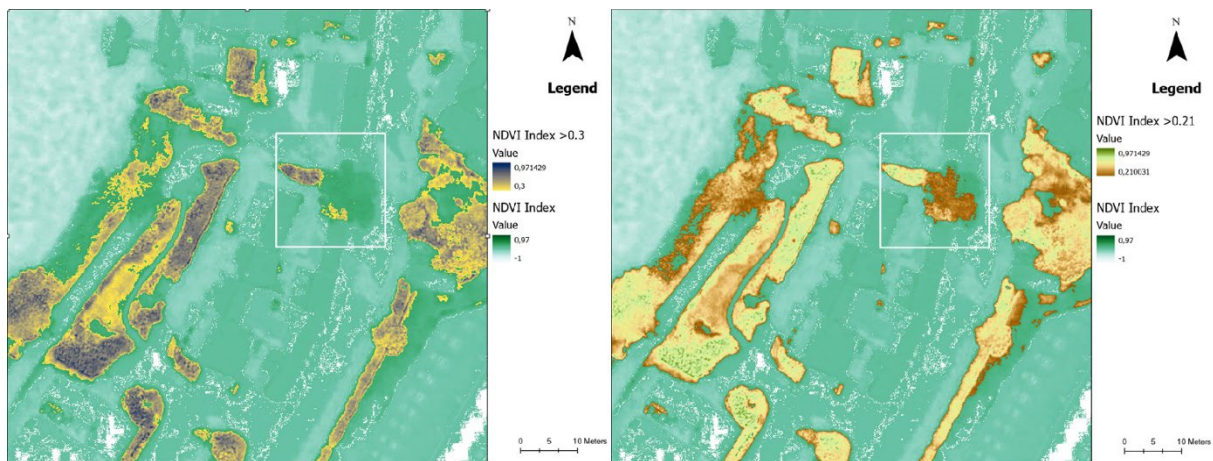
Tabell 3: Tabellen viser den gjennomsnittlige NDVI-verdien, «mean». Egenprodusert.

For å eliminere mest mulig ikke-vegetasjon og annen vegetasjon som ikke er trær ble det gjennomført en ny filtreringsprosess. Ved eksperimentering der ulike verdigrænser på NDVI-skalaen ble valgt ut, og deretter kryssjekket oppimot eksisterende trær, ble nedre verdigrænse satt til 0,21. En verdi på 0,21 oppnådde i tilstrekkelig grad å eliminere annen vegetasjon, som for eksempel gress, og elementer som ikke er vegetasjon, som for eksempel grønne biler, på samme tid som det meste av trær ble inkludert.

Det må likevel gjøres bevisst på at enkelte deler av noen trær, som av ulike årsaker innehar lav NDVI score, likevel ble eliminert uønsket i prosessen. Samtidig kan det ikke garanteres at alle objekter som representerer ikke-vegetasjon er eliminert. Som følge av dette

forekommer det et valg mellom to onder som kan ses i sammenheng med type 1 og type 2 feil. Type 1 feil omhandler objekter som, i dette eksempelet, oppfattes som trær i analysen, men som egentlig ikke er det. Type 2 feil er det motsatte, objekter som ikke oppfattes som trær i analysen, men som egentlig er det (Banerjee *et al.*, 2009). Dette anses som feilmargen i datagrunnlaget og er forsøkt hensyntatt i størst mulig grad ved å kryssjekke ulike NDVI grenser oppimot eksisterende trær.

Eksempelvis illustreres det nedenfor en sammenligning av NDVI verdigrænser. På Bakklandet er det blant annet et tre som indikerer en relativt lav NDVI verdi. Hvilken grense NDVI verdiene settes til påvirker derfor om treet blir inkludert eller ikke. Ved å sette NDVI grensen lav nok til å inkludere treet vil dette unngå en type 2 feil i datagrunnlaget, men på samme tid kunne inkludere andre type 1 feil.



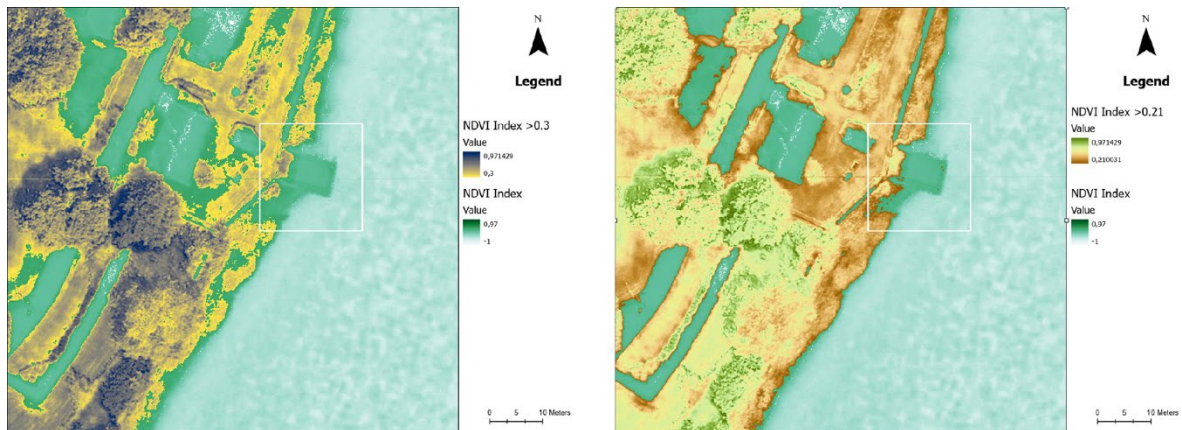
Figur 16: Forsøk med ulike NDVI verdier, sammenlignet med eksisterende trær, type 2 feil. Egenprodusert. Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning.



Figur 17: Tre med lav NDVI-verdi på Bakklandet i Trondheim. Bilde hentet fra Google Earth (Maxar Technologies, 2023).



I kontrast kan et eksempel fra Marinen ved Nidarosdomen vise til at en NDVI grense lav nok til å inkludere treet i forrige eksempel vil medføre en økning i type 1 feil, altså at objekter som ikke er trær oppfattes som trær.



Figur 18: Forsøk med ulike NDVI verdier kan resultere i en økt andel type 1 feil, som i dette eksempelet fra Marinen. Det avmerkede området viser til type 1 feil som oppstår på en brygge. Egenprodusert. Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning.

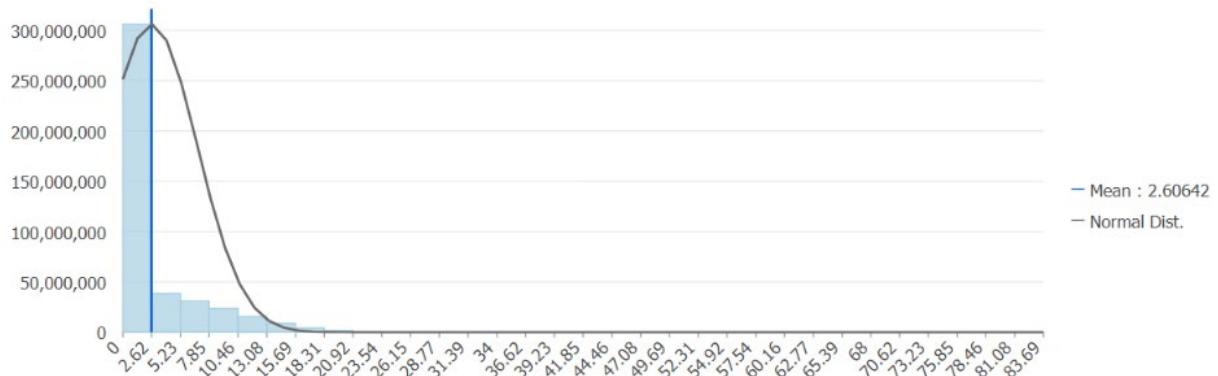


Figur 19: Denne bryggen er ikke et tre, men oppfattes likevel som det. Bilde hentet fra Google Earth (Maxar Technologies, 2023).

### 4.2.3 Behandling av høydeinformasjon

Behandlingen av datagrunnlaget basert på NDVI-verdier, med eliminering av verdier under 0,21, resulterer i et datagrunnlag hvor det meste av ikke-vegetasjon er filtrert vekk. Neste prosess vil involvere en filtrering av høydeinformasjon for å kunne separere trær fra annen vegetasjon. Noen høydeverdier er på en side veldig lave, og kan dermed elimineres på bakgrunn av at de ikke kan oppfattes som trær. På den andre siden innehar datamaterialet enkelte svært høyde verdier som trolig består av feilmålt høydeinformasjon.

For å eliminere disse feilene og, filtrere høydeverdiene til å i større grad sammenfalle med trær, ble flere tiltak ansett. I første omgang ble erfaring fra relevante fagpersoner undersøkt. Høydegrensen varierte her fra prosjekt til prosjekt, uten at det kunne vises til en konkret avgrensning som ville være altomfattende for å skille trær fra annen vegetasjon. Som følge av dette ble høydefordelingen i datamaterialet analysert gjennom verdifordeling i et histogram, noe som tydeligere kunne gi oversikt over variasjon og gjennomsnitt.



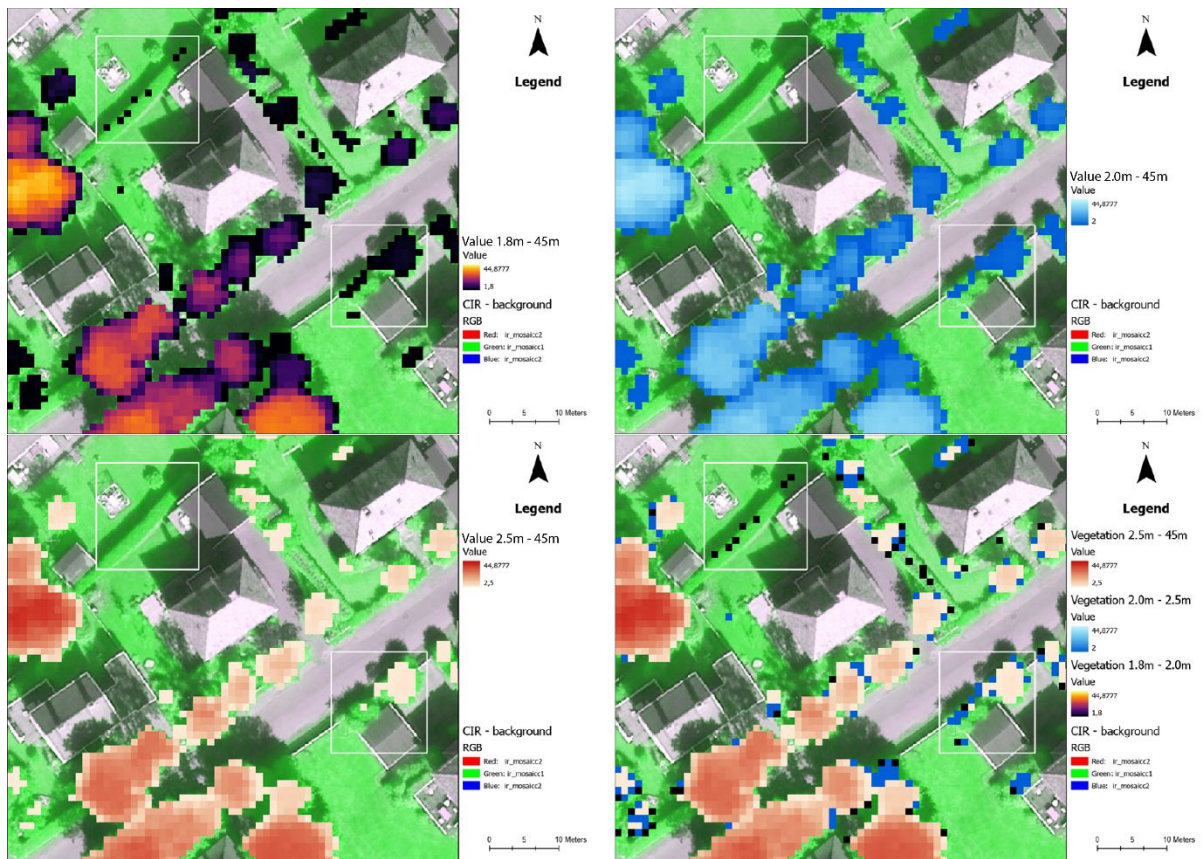
Figur 20: histogrammet illustrerer høydeinformasjonen i NDSM-laget hvor bygg ikke er inkludert og negative verdier er fjernet. Egenprodusert.

Basert på denne høydefordelingen ble det gjennomført eksperimenter med å trekke ut ulike verdier som ble kryssjekket oppimot eksisterende trær for å anse om de i stor grad inkluderte, eller eliminerte vegetasjon eller trær. Som følge av at det ikke eksisterer en fasit for verdiavgrensning, oppstår det en utfordring knyttet til hvor en slik grense bør gå. Den endelige høydeavgrensningen ble satt innenfor intervallet 2- og 45-meter. Dette ble ansett som det beste kompromiss mellom inkludering av reelle trær og eliminering av objekter som ikke er trær. Det er likevel mulig at enkelte lavere trær ikke er blitt inkludert ved en slik avgrensning, mens annen vegetasjon på 2 meter eller høyere kan ha blitt inkludert.

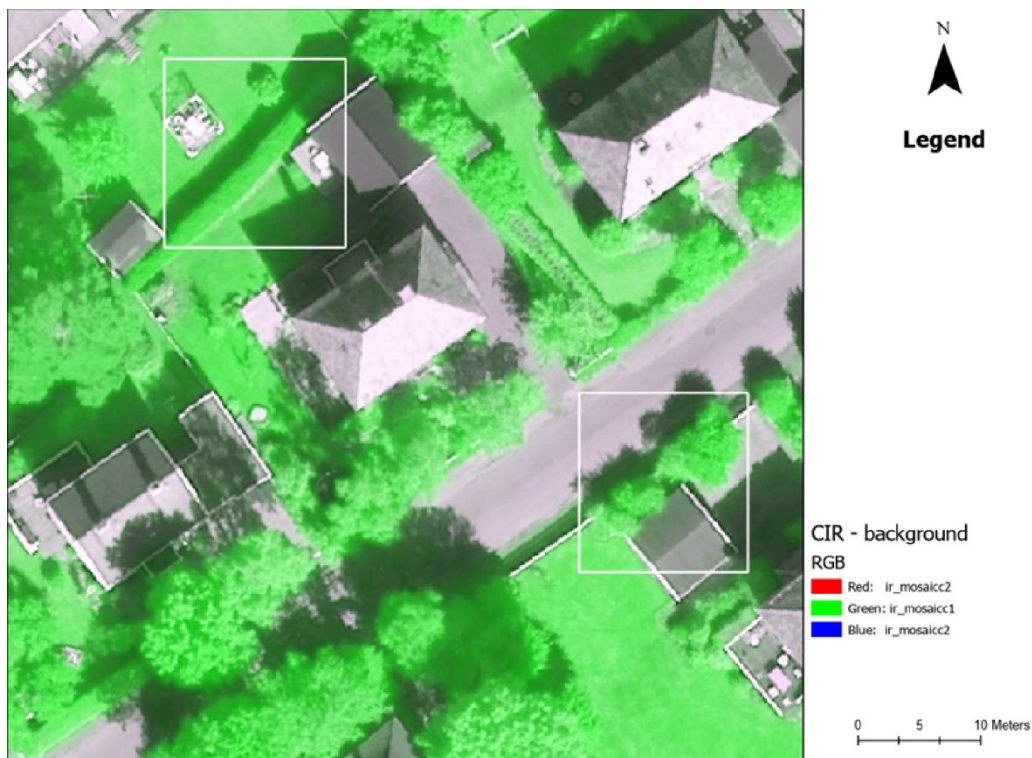
Nedenfor illustreres testingen av ulike høydegrenser. Den maksimale høydegrensen på 45 meter ble satt rundt midtpunktet i histogrammets verdibredde, i hovedsak for å unngå de mest ekstreme feilverdiene. Det anses her at celler med høydeinformasjon over 45 meter impliserer en større sannsynlighet for feilmålinger, og representerer samtidig relativt få observasjoner. Minstehøyden er imidlertid mer kompleks å avgjøre siden denne anses å ha en større påvirkning på avgrensningen mellom hva som vil anses som trær og annen vegetasjon.

For å undersøke det beste kompromiss for minstehøyde, ble det også her nødvendig å eksperimentere med ulike høydegrenser. Det ble gitt henholdsvis tre minstehøydeparametere basert på fagpersoner med tidligere erfaring fra lignende oppgaver:

- 2,5 meter minstehøyde (Zofie Cimburova, Phd. Miljødirektoratet)
- 2,0 meter minstehøyde (Bendik Hassel, Trondheim kommune)
- 1,8 meter minstehøyde (Yngve Karl Frøyen, veileder NTNU)



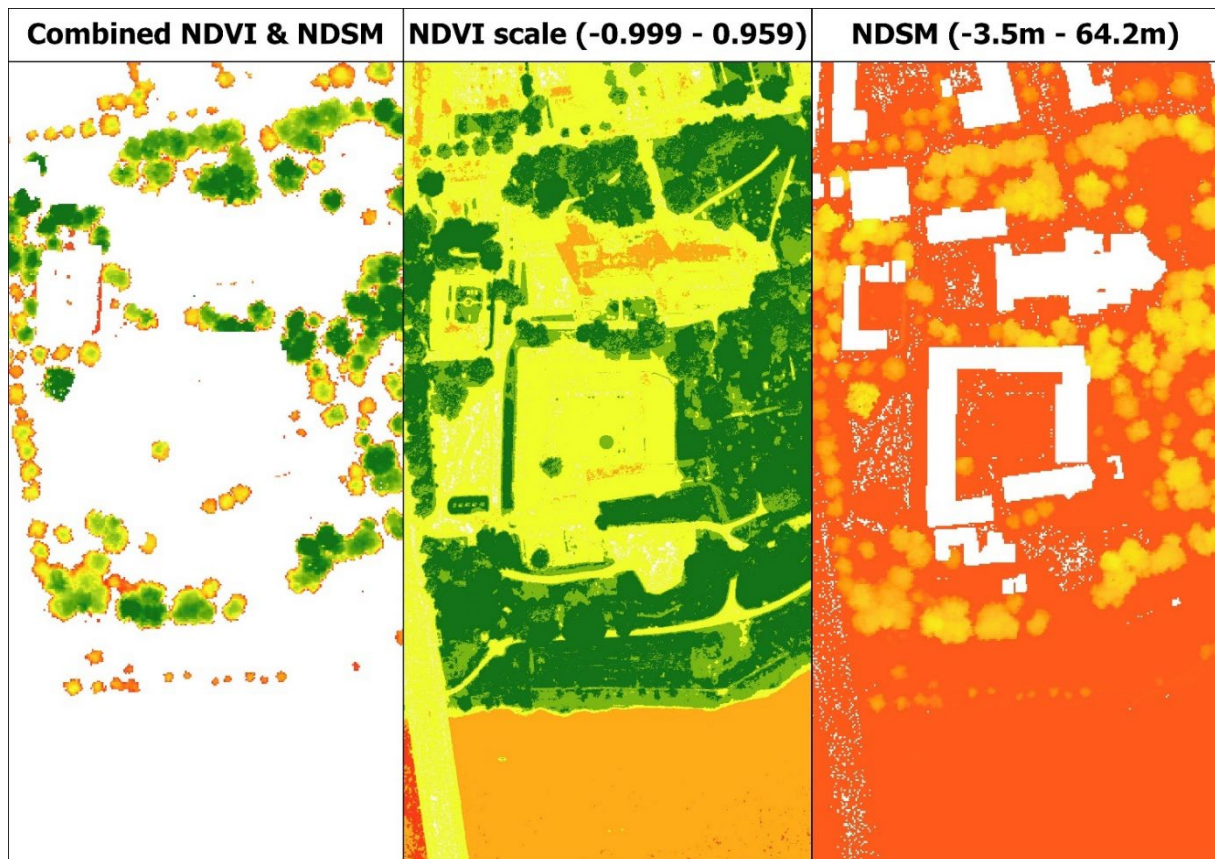
Figur 21: Eksempel på testing av ulike høydegrensler. Opp til venstre kan man se omrisset rundt en hekk, mens omrisset nede til høyre viser et mindre tre. Egenprodusert. Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning.



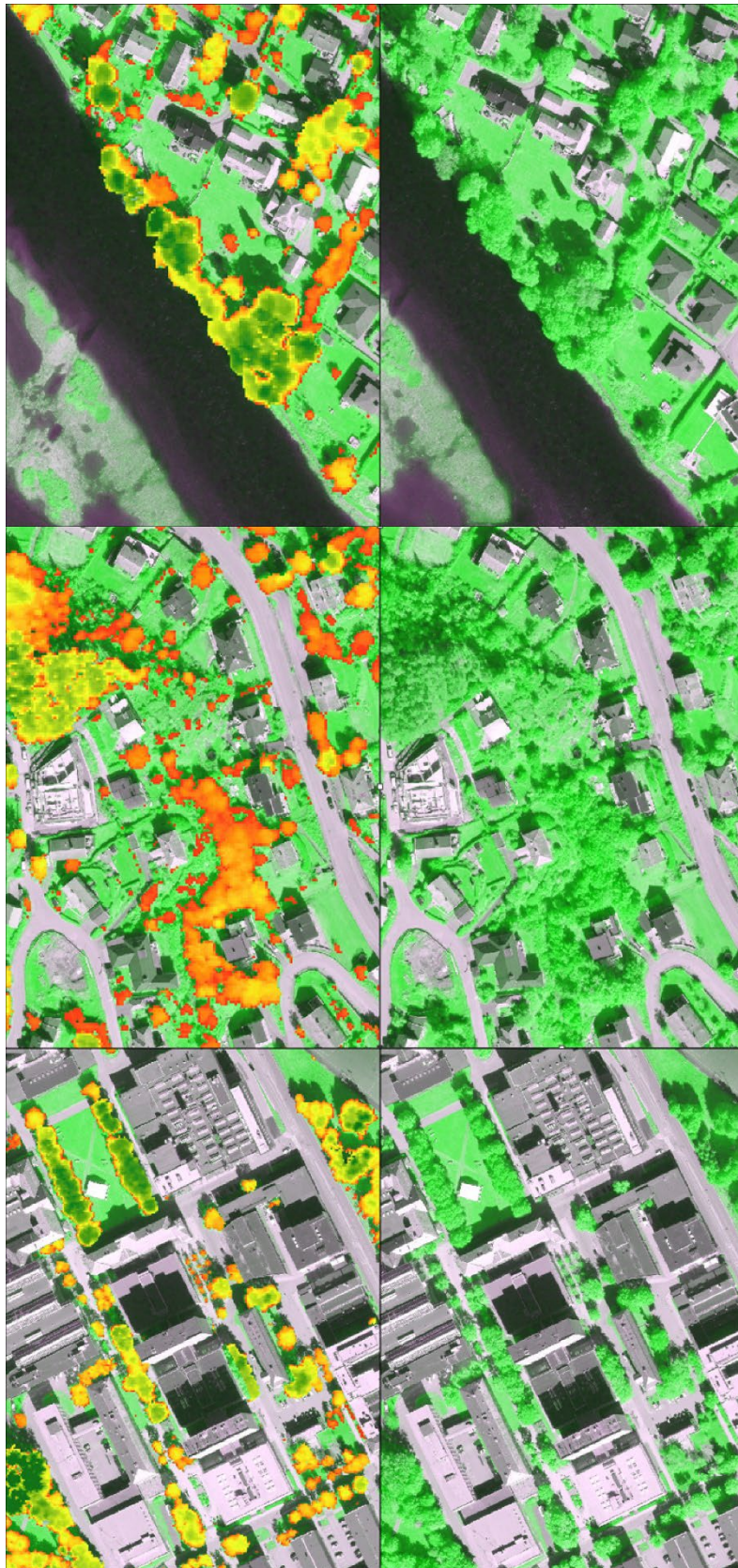
Figur 22: Sammenligningsgrunnlag uten spesifiserte høydegrensler. Egenprodusert.

#### 4.2.4 Kombinering av filtreringsprosesser – NDVI og NDSM

Ved å kombinere de to filtreringsprosessene omtalt ovenfor, en filtrering av NDVI-verdier til 0,21, og en filtrering av NDSM med en høydeavgrensning mellom 2 og 45 meter, resulterer dette i et godt utgangspunkt for elimineringen av mange objekter som ikke er trær fra datagrunnlaget. Nedenfor vil den resulterende kombinasjonen av filtreringsprosessene visualiseres. Den første illustrasjonen viser de resultatet av filtreringsprosessen sammenlignet med NDVI-skalaen og NDSM (høydeinformasjon). Andre illustrasjon vil vise resultatet av filtreringsprosessen overlatt ortofoto fra ulike deler av Trondheim.

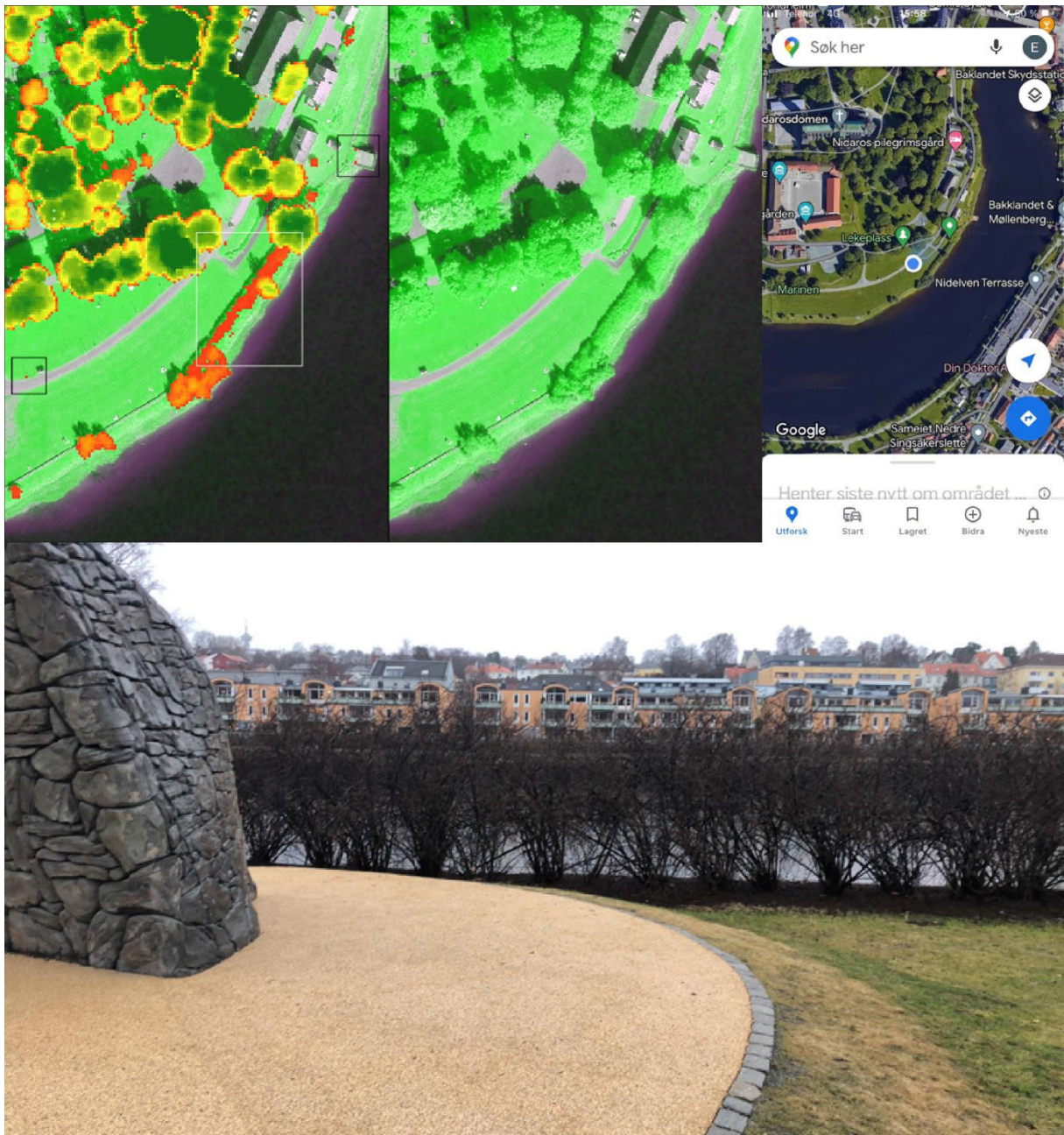


Figur 23: Illustrasjon av resultat ved kombinasjonen av NDVI og NDSM. Til venstre representeres resultatet av å kombinere NDVI på 0,21 og NDSM (høyde) på 2-45 meter. I midten er NDVI skalaen representert av CIR-datamaterialet i skala -1 til +1. Til høyre representeres NDSM med høydeinformasjon, men uten bygninger. Egenprodusert.



Figur 24: Illustrasjon av resulterende kartlegging i tre ulike områder. Til venstre indikeres hvilke celler som blir oppfattet som trær i henhold til NDVI og høydegrensene satt. Til høyre vises det originale CIR-laget. Egenprodusert.

Selv for testingen gjort for å finne best mulig kompromiss mellom type 1 og type 2 feil som følge av grensene satt for NDVI og NDSM, eksisterer det fremdeles usikkerheter i datagrunnlaget. Eksempelvis er det ikke alltid like enkelt å avgjøre hvilken type vegetasjon et objekt representerer.



Figur 25: Eksempel på vegetasjon langs Marinen i Trondheim. Det er ikke enkelt å kategorisere om dette er trær eller annen høy vegetasjon. Som følge av grensene satt oppfattes det som trær i datagrunnlaget. Egenprodusert.

#### 4.2.5 Resterende automatisert filtrering av datagrunnlaget

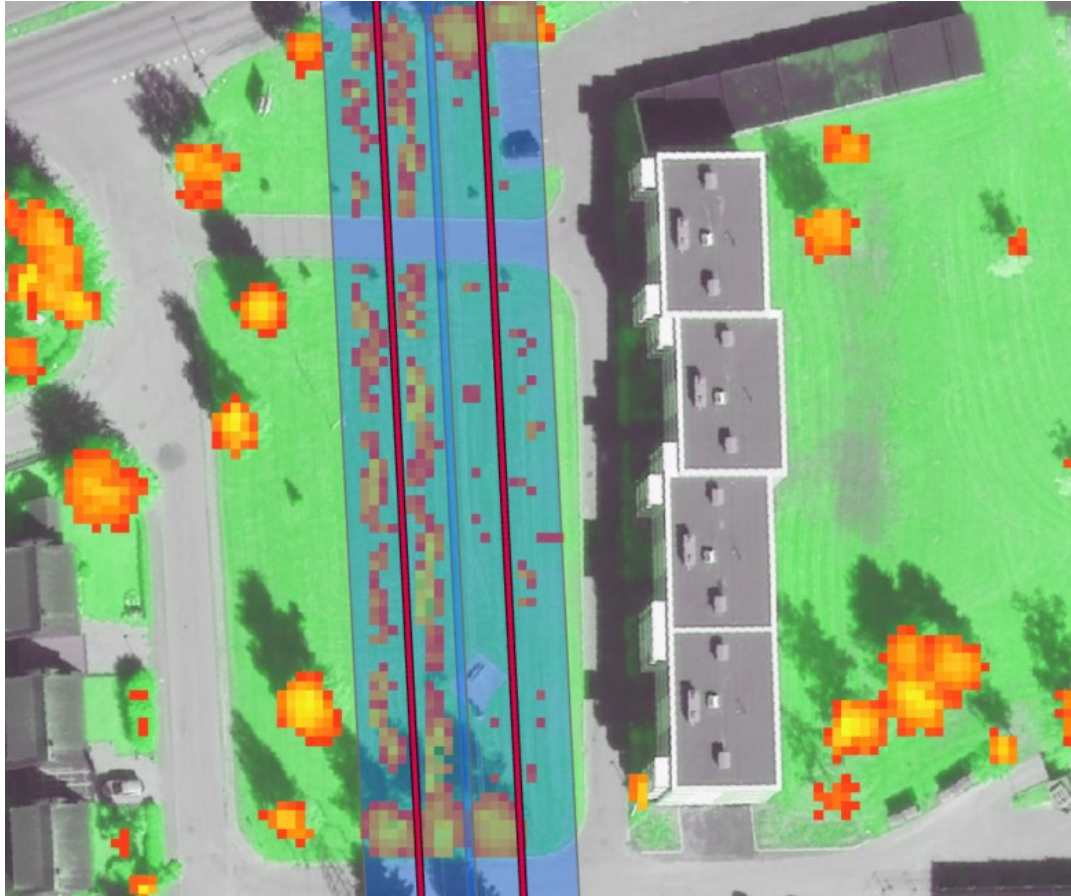
Selv for den gjennomførte filtreringsprosessen, forekommer det også annen støy i datagrunnlaget som metodene så langt ikke lykkes å fange opp. For eksempel er det fremdeles type 1 feil blant annet tilknyttet høyspentledninger og lyktestolper.

Når det gjelder høyspentledninger forekommer det større mengder type 1 feil i forbindelse med innhentet høydeinformasjon i DOM laget og NDVI-verdier fra CIR-datamaterialet. Dette forekommer som følge av at høyspentledninger er under oppløsningen for både DOM og CIR-datamaterialet på 1x1 meter. Resultatet blir at høyspentledninger oppfattes som trær ved at de går over områder med NDVI score på over 0,21, og samtidig leser av høyden til høyspentledningene som er over 2 meter. Nedenfor vises et eksempel på dette, hvor de blå punktene viser til type 1 feil som tilknyttet høyspentledningene.



Figur 26: Eksempelvis er punkter markert i lyseblå registrert som trær i henhold til høyde- og NDVI-grenser. Gule punkter til venstre representerer et faktisk tre. Dette forkommer gjennom en overlapp mellom høy NDVI verdi, høyde og for lav oppløsning på datagrunnlaget. Egenprodusert.

Datamateriale tilgjengelig gjennom FKB innehar blant annet oversikt over høyspentledninger innad i studieområdet. I vektor format er disse lite anvendbare, men ved å gi de en buffer på 6 meter og konvertere de til raster er det mulig å eliminere alle feilregistrerte celler som følge av høyspentledninger. Argumentet for å eliminere disse punktene er mengden type 1 feil som høyspentledningene forårsaker, samtidig som det er et forholdsvis lavt antall trær som eksisterer under disse høyspentledningene. Likevel er dette også en avgjørelse mellom type 1 og type 2 feil, men i denne sammenheng er feilregistrerte celler av en slik mengde at elimineringen av alle celler under høyspentledningene anses som hensiktsmessig.



Figur 27: Eksempel på feilpunkter (gul-oransje) som oppfattes som trær under høyspentledninger (blå). Egenprodusert.



Figur 28: Elimineringen av høyspentledningene medfører eliminering av enkelte trær. Bilde hentet fra Google Earth (Maxar Technologies, 2023).



Lignende feil oppstår også for lyktestolper. Det anses at lyktestolper resulterer i feil av samme årsak som for høyspentledninger, på grunn av datagrunnlagets oppløsning på 1x1 meter. Dette medfører i enkelte tilfeller en overlapp hvor nok av pikselen innehar en NDVI score på over 0,21, mens høydeinformasjonen tilsier lyktestolpens høyde på over 2 meter. Dermed blir enkelte lyktestolper oppfattet som trær selv for filtreringsprosessen gjennomført.

Selv om det eksisterer datagrunnlag som viser posisjon for lyktestolper, som det ville vært mulig å eliminere fra datasettet, er slik data ikke like enkel å få tilgang til. Gjennom kontakt med Trondheim Kommune ble deling av slik data avslått av hensyn til nasjonal sikkerhet, med den begrunnelse at lyktestolper anses som kritisk infrastruktur (personlig kommunikasjon, e-post, 1. mars). Uten denne muligheten måtte alternative løsninger brukes.

Et annet generelt gjengående problem var forekomsten av individuelle celler uten naboceller, noe som ofte representerte objekter som lyktestolper, flaggstenger, gjerder eller skilt. Ikke alle individuelle celler er nødvendigvis feil, enkelte celler kan for eksempel oppstå som følge av at det høyeste punktet på et lavt tre når akkurat over 2-meters. Likevel ble det ansett som fordelaktig å eliminere disse isolerte cellene. Det er på samme måte som tidligere en avveining mellom to onder, men her anses trær som kun representerer en isolert piksel som av mindre viktighet i forhold til antallet feilmarkerte objekter som ikke er trær.

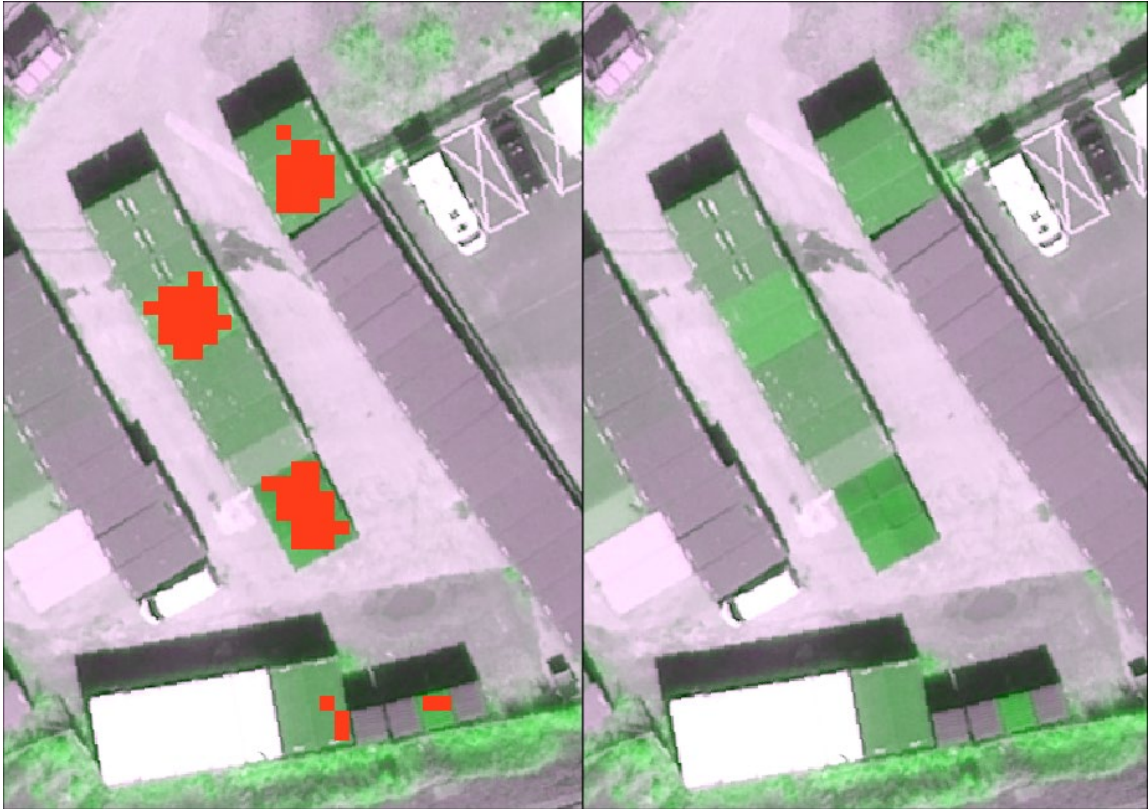


Figur 29: Kartet til venstre viser grønne punkter som representerer gatelys oppfattet som trær. Skjermbildet fra Google Earth til høyre viser de samme punktene. Egenprodusert, basert på bilde fra Google Earth (Maxar Technologies, 2023).

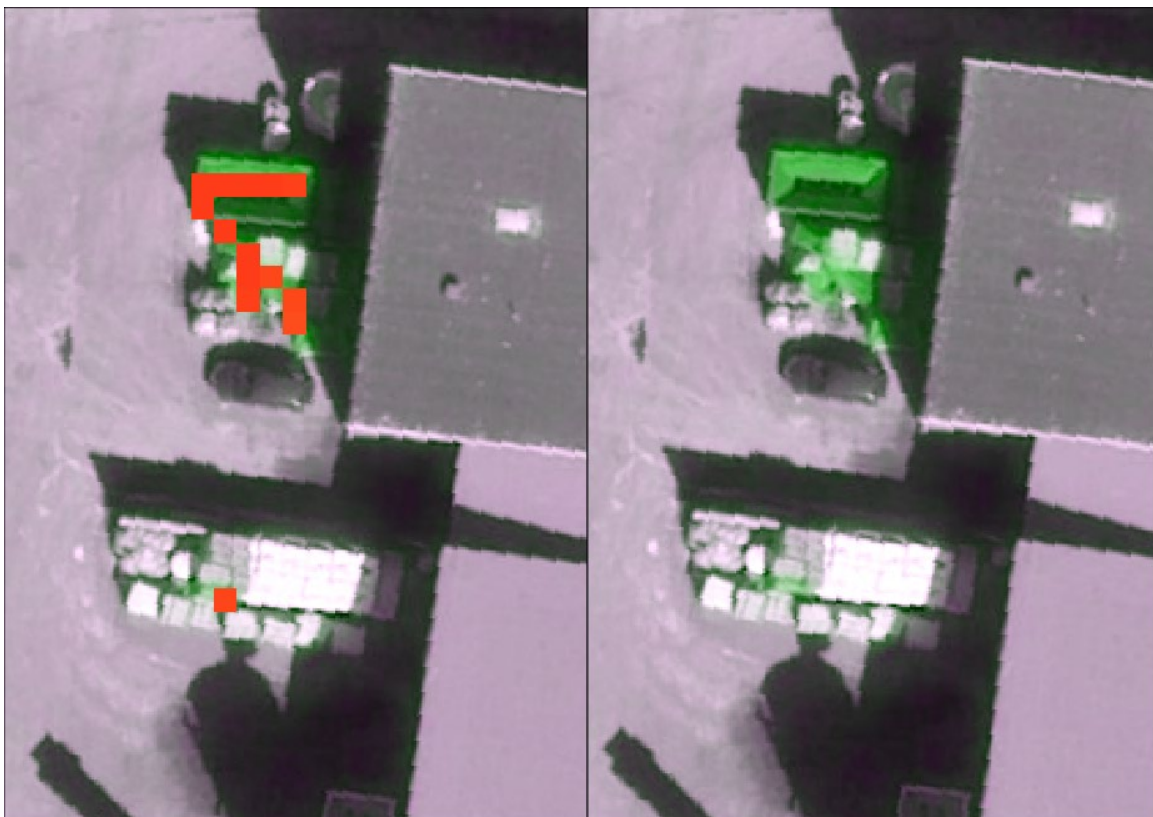
#### 4.2.6 Manuell filtrering av datagrunnlaget

Elimineringen av individuelle celler er imidlertid den siste automatiseringen som kan gjennomføres i formålet å redusere støy i datagrunnlaget. Fremdeles forekommer det type 1 feil, altså objekter som oppfattes som trær, men som i realiteten ikke er det. Eksempler på gjenstående støy i datagrunnlaget kan være båter, containere eller biler som representerer objekter som ikke kan representeres i geografisk posisjonerte datamateriale, og derfor ikke enkelt kan elimineres automatisk. Den siste filtreringen måtte derfor gjøres manuelt.

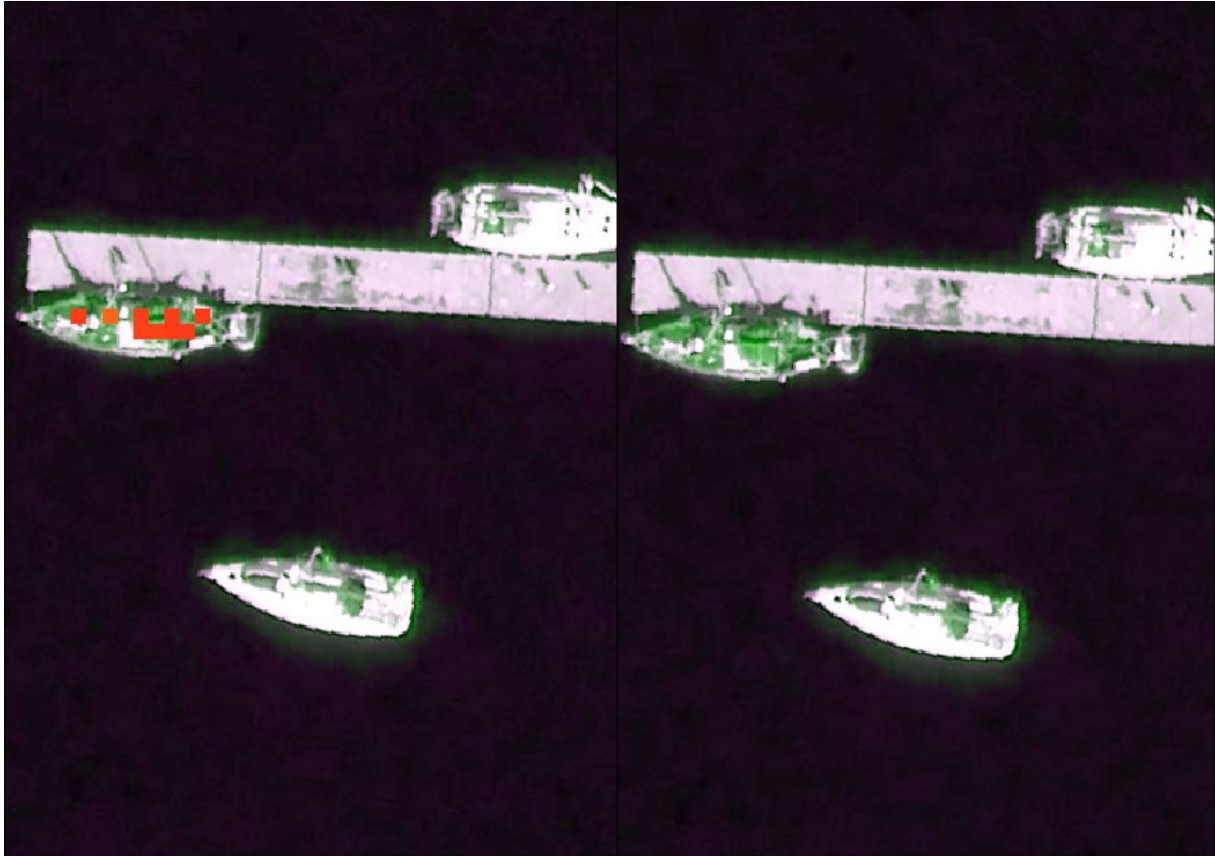
Nedenfor vises eksempler på den manuelle gjennomgangen av datagrunnlaget for å redusere støy.



Figur 30: Eksempel 1, containere i en riktig farge grønn oppfattes som vegetasjon ved bruk av NDVI metoden. Egenprodusert.



Figur 31: Eksempel 2, ulike objekter som innehar både grønnfarge til å oppfattes på NDVI-skalaen og en høyde på over 2 meter. Egenprodusert.



Figur 32: Eksempel 3, enkelte båter kan oppfattes som trær med riktig grønnfarge og høyde. Egenprodusert.

#### 4.2.7 Avgrensning av studieområdet

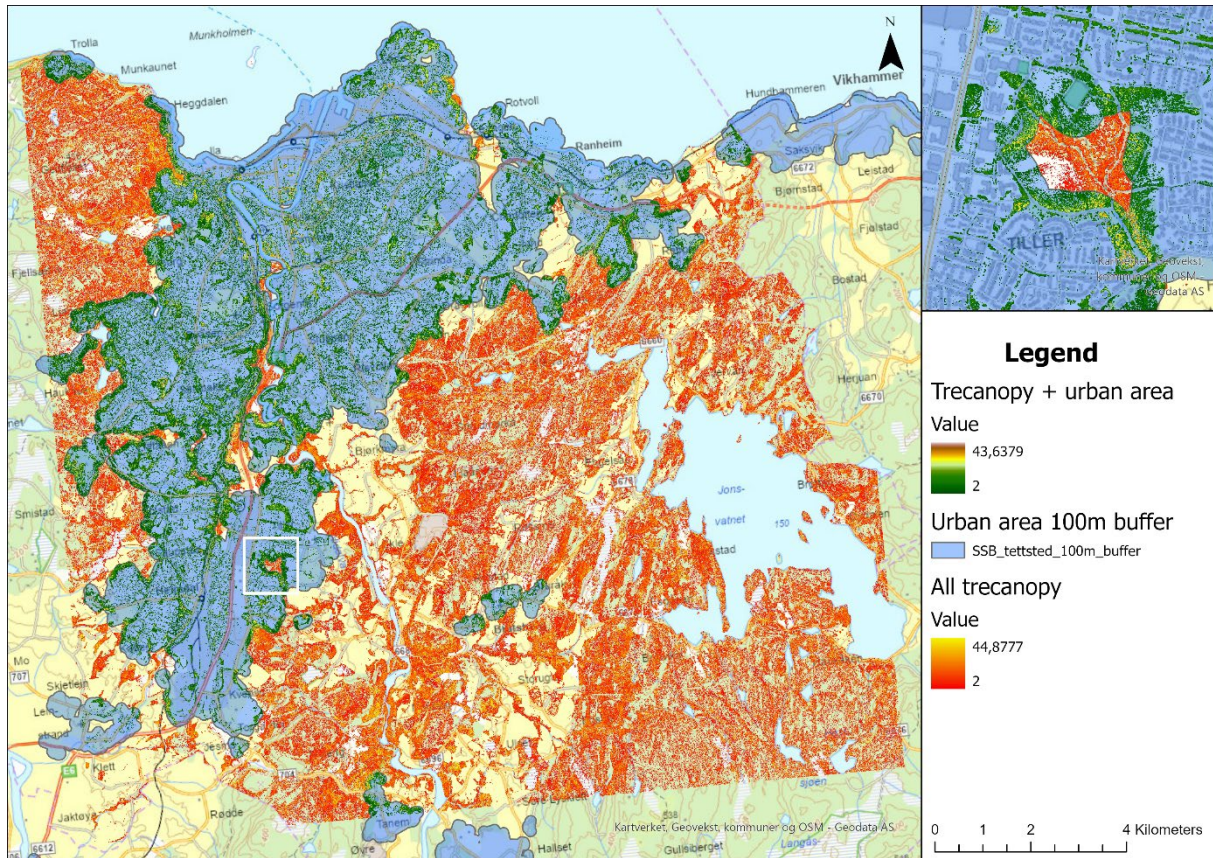
En manuell gjennomgang av datagrunnlaget kan være tidkrevende. I sammenheng med mengden manuelt arbeid, anslått prosessetid for synlighetsanalysen, og oppgavens kontekst i henhold til urbane trær, ble det ansett som hensiktsmessig å avgrense studieområdet.

Avgrensningen av studieområdet gjøres ved å klippe ut datagrunnlaget basert på en hensiktsmessig geografisk avgrensning. Hovedfokuset for denne kartleggingen er basert på det som kan benevnes som urbane trær. Hva som skal definere det urbane, og hvor denne grensen skal settes, er det imidlertid ingen fasit på. Valgt tilnærming ble derfor å benytte definisjonen fra Statistisk Sentralbyrå (SSB) for å avgrense etter tettstedgrensen for Trondheim. SSBs definisjon på tettsted lyder som følgende:

*«En hussamling skal registreres som tettsted dersom det bor minst 200 personer der. Avstanden mellom husene skal normalt ikke overstige 50 meter, men for noen arealkrevende bygningstyper – som boligblokker, industribygg, kontor/forretningsbygg, skoler, sykehus osv. – kan avstanden økes til 200 meter. Tilgrensende bebygde og opparbeidede områder, som parker, idrettsanlegg og industriområder, skal være del av tettstedet. Husklynger med minst 5 næringsbygninger eller 5 boligbygninger tas med inntil en avstand på 400 meter fra tettstedskjernen.*

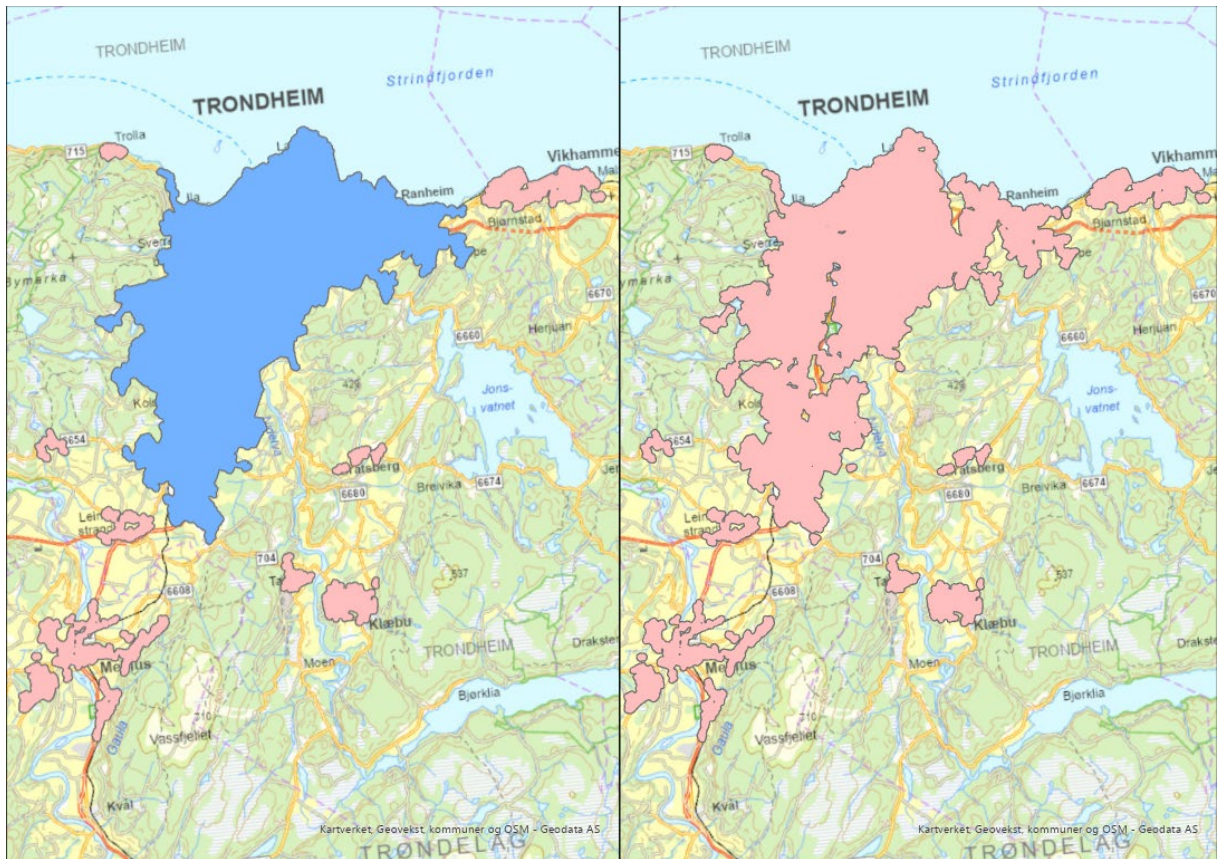
*Tettsteder er geografiske områder som har en dynamisk avgrensning, og antall tettsteder og deres yttergrenser vil endre seg over tid avhengig av byggeaktivitet og befolkningsutvikling.»*

(Statistisk Sentralbyrå, 2022)



*Figur 33: Representasjon av trær som faller innenfor og utenfor SSBs modifiserte tettstedgrense. Som kartet viser forekommer det også «hull» innenfor SSBs tettstedsgrense. Tettstedsgrensen fra SSB er her modifisert med en 100 meter buffer. Egenprodusert.*

Datagrunnlag med tettstedgrense for 2021 er fritt tilgjengelig på SSBs nettsider (Reid, 2021). Det var likevel behov for visse bearbejdelser av tettstedgrensene for å tilpasse avgrensningen til synlighetsanalysen. Blant annet å kan dette knyttes opp til nærliggende enklaver og tetting av «hull» i materialet for å gi en helhetlig geografisk avgrensning og analysegrunnlag.



Figur 34: Til høyre: SSBs beregning av tettbygde områder. Til venstre: behandling av SSBs datagrunnlag for å inkludere områder ansett som hensiktsmessig for avhandlingen, samtidig som «hull» tettes. Egenprodusert.

Som følge av behandlingen av SSBs tettstedsgrenser vil dette representere oppgavens avgrensede studieområde. Bakgrunnen for en slik behandling av studieområdet er flere.

Blant annet blir enkelte deler av Trondheim kommune som inngår i SSBs kartlegging av tettbebygde områder ikke inkludert i avgrensningen. Et eksempel på et slikt område er Klæbu, som ble slått sammen med Trondheim Kommune i 2020 (Regjeringen, 2020). Selv om Klæbu inngår innenfor samme kommunegrense, og i tillegg går under SSBs tettstedsgrense, er området separert som en enklave i en relativ distanse fra det sammenhengende områder som representerer mer sentrale deler av Trondheim by. Ved å inkludere slike områder i samme geografiske enhet, vil omkretsen av studieområdet øke betraktelig. Det vil samtidig resultere i inkluderingen av en rekke areal som ikke faller innenfor oppgavens formål i henhold til kartlegging av urbane trær. Samtidig kan det antas at slike mer perifere områder, med tanke på aspekter som lokasjon og tetthet, naturlig vil inneha en større andel grønt i form av trær. Det tolkes derfor samlet sett at hensikten med å kartlegge slike områder ikke er i tråd med oppgavens formål.

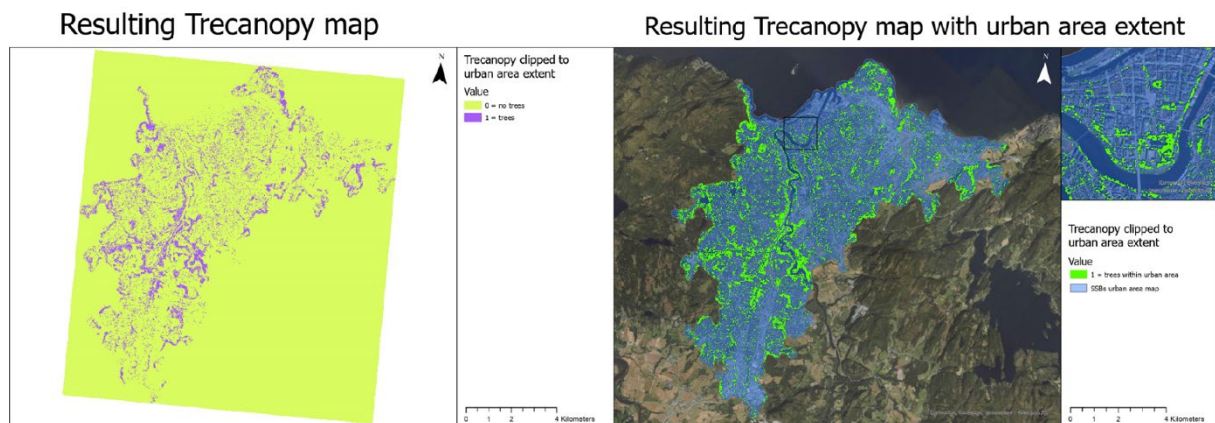
Siden SSBs kartrepresentasjon for tettbygde områder omhandler en kartlegging av spesifikt bebyggelse vil det forekomme hull i datamateriale. Hull vil her representere områder uten bebyggelse, og kan eksempelvis være jordbruksareal, eller park- og skogområder. Hull som er lokalisert innenfor det mest sentrale tettstedsområdet i SSBs datamateriale vil derfor anses som hensiktsmessig å inkludere i kartleggingen. Dette er på grunn av at slike områder faller innenfor oppgavens avgrensning med hensyn til kartleggingen av urbane trær.

Til sist vil det behandlede datamateriale fra SSB gis en 100 meter buffer. Buffer distansen på 100 meter er satt som følge informasjon hentet fra avhandlingen til Cimburova og Blumentrath (2022), hvor det i analyseringen av visuell eksponering av urbane trær i Oslo ble benyttet en 100 meter eksponeringsdistanse (exposure range). Som følge av at større eksponeringsdistanser ikke øker nøyaktigheten, men istedenfor markant øker prosesstiden, tolkes det derfor at en lik eksponeringsdistanse er hensiktsmessig å benytte i synlighetsanalysen for Trondheim. Ved å derav gi en buffer på 100 meter til studieområdet vil dette kunne gi en tilstrekkelig margin i henhold til eksponeringsdistansen.

Enhver geografisk avgrensning vil imidlertid alltid påvirke beregningen av resultater. Hvor grenser settes, og hva grensene velger å inkludere eller ekskludere av informasjon vil ha påvirkning for hvilke resultater som kan oppnås. Det er her viktig å være bevisst over avgrensingsvalg gjort, og vise til gode begrunnelser for hvorfor den valgte avgrensningen er blitt gjennomført. Problematikk tilknyttet avgrensninger eller oppdeling av studieområder i geografiske analyser betegnes som «Modifiable Areal Unit Problem» (heretter MAUP). MAUP er et fenomen innen geografisk analyse som refererer til utfordringene som oppstår når resultatene av en analyse avhenger av hvordan geografiske data er delt opp i ulike arealenheter. MAUP indikerer at ulike inndelinger av det samme område kan føre til ulike analytiske resultater. Det kan oppstå betydelig statistisk skjevhet som følge av inndelingen av data i ulike geografiske grenser (Ferrari og Rae, 2019). Som følge av den geografiske avgrensningen av studieområdet kan dette derfor potensielt påvirke beregningen av resultater, noe som kan anses å stå i samsvar med problematikken MAUP omhandler.

#### 4.2.8 Ferdigstilling av datagrunnlag

Gjennom flere steg i behandlingen av datagrunnlaget er det blitt oppnådd et representativt resultat av kartleggingen av Trondheims urbane trær. Behandlingen har vært nødvendig for å redusere og filtrere ut støy fra datakildene. Resultatet kan imidlertid ikke anses som perfekt, det kan fremdeles eksistere type 1 og type 2 feil i datagrunnlaget. Det vil likevel anses som et resultat i tilstrekkelig kvalitet i henhold til oppgavens formål, og for videre analysering. Siste steg blir å konvertere datagrunnlaget til et binært kart. Ved å konvertere datagrunnlaget til et binært kartlag medfører dette at alle celler som representerer trær får verdien 1, og alle celler som ikke representerer trær får verdien 0. Dette er et krav for å gjennomføre en synlighetsanalyse i GRASS GIS ved bruk av tilleggsverktøyet `r.viewshed.exposure` (Cimburova og Blumentrath, 2022).



Figur 35: Resultatet av kartleggingen av trær. Til venstre: et binært kart som representerer alle celler med trær og alle celler uten trær. Til høyre: det binære kartet overlatt Ortofoto av Trondheim. Egenprodusert. Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning.

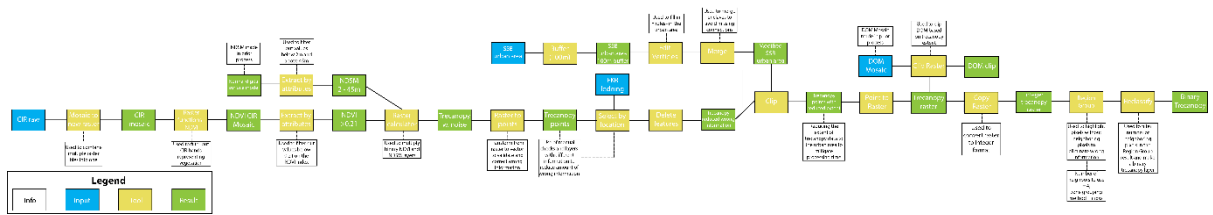
#### 4.2.9 Digital Overflatemodell

Det andre av de to kravene til datagrunnlag for gjennomføring av synlighetsanalyser ved anvendelse av `r.viewshed.exposure`, er inkluderingen av en digital overflatemodell (DOM). En Digital Overflatemodell er mulig å anskaffe gjennom tjenesten `Hoydedata.no`, hvor høydedata er fritt tilgjengelig for ulike geografiske områder. En digital overflatemodell, som omtalt tidligere under delkapittel 4.2.1, representerer høydeinformasjon basert på bakkenivå, i tillegg til menneskeskapte objekter som blant annet bygninger og infrastruktur, samt høydeinformasjon om ikke-menneskeskapte objekter som trær og vegetasjon. I samsvar med datagrunnlaget som representerer kartleggingen av urbane trær, er den digitale overflatemodellen behandlet i henhold til samme geografiske avgrensning. Dette representerer den eneste behandlingen som er nødvendig for dette datagrunnlaget.

#### 4.2.10 En oppsummering av prosessen for konstruksjon av datagrunnlag

Oppsummert er det her blitt vist til behandlingsprosessen for å konstruere de to datagrunnlagene som kreves for gjennomføring av en synlighetsanalyse ved bruk av `r.viewshed.exposure`. De to datagrunnlagene representerer 1) et binært datasett som representerer kartleggingen av urbane trær med en celleverdi av 1, og 2) en digital overflatemodell som gir høydeinformasjon. Samlet utgjør dette grunnlaget for en synlighetsanalyse av Trondheims urbane trær.

Nedenfor vises en illustrert oppsummering av alle stegene gjennomført for behandlingen av datagrunnlagene. Etter gjennomføring av alle stegene i prosessen anses resultatene å være av tilstrekkelig kvalitet for å gjennomføre en synlighetsanalyse med tilleggsværktøyet `r.viewshed.exposure` i GRASS GIS. Den metodologiske gjennomgangen for `r.viewshed.exposure` i GRASS GIS vil forklares i neste delkapittel.



Figur 36: Illustrasjon av gjennomførte steg i behandlingen av datagrunnlagene. Anvendt GIS-programvare er her ArcGIS Pro, med et standard skriftspråk på Engelsk. Det vises til fire fargekoder som representerer 1) Info (informasjon), 2) Input (inndata), 3) Tool (verktøy), og 4) Result (Resultat). Egenprodusert. Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning.

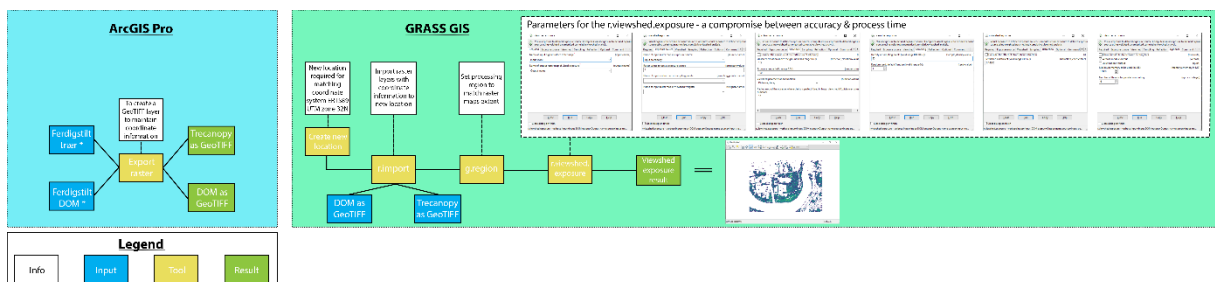
#### 4.2.11 Metodologisk gjennomgang av r.viewshed.exposure i GRASS GIS

GRASS GIS er som forklart tidligere en GIS-programvare med åpen kildekode. R.viewshed.exposure er et tilleggsverktøy utviklet av Cimburova og Blumentrath (2022) for GRASS GIS, spesifikt for synlighetsanalyser. De har som nevnt tidligere utviklet dette tilleggsverktøyet for å gjennomføre en lik synlighetsanalyse for Oslo.

GRASS GIS er mindre intuitive enn ArcGIS Pro, og krever større tekniske ferdigheter for anvendelse. Før gjennomføringen av en synlighetsanalyse må datagrunnlagene blant annet importeres i riktig format til et riktig satt opp arbeidsområde. Et nødvendig steg er generering av en ny lokasjon med tilpasset koordinatinformasjon. Dette er nødvendig for å kunne laste inn de resulterende datagrunnlagene omtalt ovenfor. Datagrunnlagene blir eksportert fra ArcGIS Pro i GeoTIFF-format, et format som innehar koordinatinformasjon og er støttet av GRASS GIS. Før datagrunnlagene legges til må det også opprettes en prosessregion som samsvarer med datagrunnlagenes geografiske utstrekning.

Etter gjennomføring av dette grunnarbeidet kan man forberede synlighetsanalysen ved bruk av r.viewshed.exposure. Siden dette tilleggsverktøyet ikke er inkludert i GRASS GIS må det installeres fra menyen for tilleggsutvidelser. Etter innstallering kan verktøyet anvendes ved å skrive r.viewshed.exposure i kommandolinjen.

R.viewshed.exposure innehar flere parametere som kan tilpasses i henhold til analysen. Basert på informasjonshenting basert på Cimburova og Blumentrath (2022), i tillegg til konsultasjon med Cimburova direkte (personlig kommunikasjon, e-post, 7. mars), ble det konkludert med å anvende identiske parameterinnstillinger i denne analysen som for analysen for Oslo. Parameterinnstillingene er visualisert nedenfor sammen med en visuell fremstilling av stegene for gjennomføring av synlighetsanalysen med tilleggsverktøyet r.viewshed.exposure i GRASS GIS.



Figur 37: Bildet viser en illustrasjon av prosessen for anvendelse av tilleggsverktøyet r.viewshed.exposure i GRASS GIS for synlighetsanalyser. GIS-programmet GRASS GIS har standard



skriftspråk på Engelsk, noe som gjør oversettelser vanskelig. Bildet viser til fire fargekoder som representerer 1) Info (informasjon), 2) Input (inndata), 3) Tool (verktøy), og 4) Result (Resultat). Egenprodusert. Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning.

Til sist, etter behandlingen av datagrunnlaget og gjennomføringen av synlighetsanalysen, blir resultatene behandlet for å være visuelt sammenlignbare med synlighetsanalysen gjennomført av Cimburova og Blumentrath (2022) for Oslo. Ved anvendelse av de samme symbologifilene er det mulig å gjengi den samme visuelle fremstillingen av synlighetsanalysen for Trondheim som for Oslo. Behandlingen av symbologien for resultatet blir gjennomført ved bruk av GIS-programvaren ArcMap. Dette er som følge av at dette programmet ble benyttet for visualiseringen av resultatene for Oslo, og det eneste programmet som kunne anvende symbologifilene.

### 4.3 Anvendelse av synlighetsanalyser for planleggingsorienterte oppgaver

Ved ferdigstilling av en synlighetsanalyse for urbane trær i Trondheim er det et tilhørende spørsmål om hva dette kan benyttes til innenfor mer planleggingsorienterte oppgavesammenhenger. Dette delkapittelet vil omhandle et eksempel på et bruksområde av synlighetsanalyser. Det vil her undersøkes hvilke effekter tiltak gjennomført i bydelen Ila, vest i Trondheim, har hatt for den visuelle eksponeringsverdien til trær.

I Ila gjennomføres det tiltak for opprustning av en trase for buss og trikk. I den sammenheng er det blitt felt trær for å kunne utbedre fortau og holdeplasser, samt grave for vann- og avløpsledninger (Miljøpakken, 2023).



Figur 38: Oversikt over tiltaksområde og felte trær. Egenprodusert illustrasjon, basert på bilde fra Google Earth (Maxar Technologies, 2023).

Felling av trær kan argumenteres å være nødvendig ved slike opprustningstiltak (Trondheim Kommune, 2023d), men vil imidlertid uansett medføre en påvirkning av eksponeringsverdi for personer som er bosatt eller oppholder seg i området. Ved å måle eksponeringsverdien før og etter gjennomførte tiltak, kan det gi et innblikk i hvilke effekter de planlagte tiltakene har. Dette kan gi en forståelse for hvor stor påvirkning tiltakene har

for eksponeringsverdien i området, og i videre forstand hva som kan gjennomføres for å minimere negativ påvirkning som følge av tiltak.

Målingen av eksponeringsverdi kan ha relevans for andre planlagte utredninger, hvor for eksempel trær vil bli permanent eliminert, eller for å måle effekten av felling og nyplanting. Dette kan gi et økt kunnskapsgrunnlag for planlegging og utredning, noe som kan medføre bedre beslutningstaking ved planlegging for tiltak som påvirker urbane trær.

For å gjennomføre en undersøkelse av påvirkningen av felte trær i tiltaksområde må det genereres et datagrunnlag tilpasset tiltakene som er gjennomført. Dette innebærer å ta et utsnitt av det nye studieområde og tilpasse datamateriale i henhold til de felte trærne. Studieområdets omkrets vil være et forsøk på et kompromiss mellom å inkludere en helhetlig representasjon av området, og samtidig være tilpasset for å fange opp de tiltak som er blitt gjennomført.

Gjennom feltundersøkelser i området kan man hente inn informasjon om hvilke trær som er blitt fjernet. Det binære datagrunnlaget som representerer kartleggingen av urbane trær kan dermed sammenlignes med informasjonen innhentet gjennom feltundersøkelsen for å eliminere cellene som representerer de felte trærne.



*Figur 39: Kartlegging av berørte trær gjennom feltundersøkelse. Egenprodusert.*

Den Digitale Overflatemodellen (DOM) må også behandles ved å fjerne høydeinformasjonen for de felte trærne. Behandlingen av DOM-laget er viktig på grunn av at høydeinformasjonen til trærne resulterer i at trærne kan oppfattes som objekter som blokkerer synligheten til andre trær, og dermed gir et misvisende resultat. Det benyttes en interpoleringsmetode for å beregne nye verdier til cellene som tidligere inneholdt trærnes høydeinformasjon basert på å beregne gjennomsnittlig verdi til nærliggende celler. Denne behandlingen vil bli gjennomført i GIS-programvaren ArcGIS Pro. Dette gir et godt estimat for nye celleverdier basert på estimert høyde for bakkenivå, og kontrolleres for hver behandlet celle.

Etter behandlingen av datagrunnlagene som representerer kartlagte trær og den digitale overflatemodellen, kan datamateriale benyttes i en ny synlighetsanalyse ved bruk av verktøyet `r.viewshed.exposure`.

Metodologien her vil benyttes til å generere tre ulike resultater:

1. Resultat basert på det originale datagrunnlaget, uten endringer på hverken tre-punkter eller DOM høyde.
2. Eliminering av tre-punkter, men ingen endring av DOM høyde.
3. Eliminering av tre-punkter og endring av DOM høyder.

Formålet med analyse 1) er å inneha en kontrollvariabel som representerer eksponeringsverdiene før opprustningstiltakene. Denne vil sammenlignes med verdiene fra analyse 2 og 3. Analyse 2) er inkludert som en kontrollvariabel for å undersøke effekten av riktig behandling av datagrunnlag. Analyse 3) vil representere eksponeringsverdiene påvirkning av opprustningstiltakene, og vil måles oppimot resultatene fra analyse 1).

Verdiendringen i visuell eksponering av trær vil representeres i et histogram for alle de tre resultatene. Et histogram kan vise til gjennomsnittsverdien og verdifordelingen for hvert resultat.

## 4.4 Statistiske analyser

For å besvare forskningsspørsmålet om det kan vises til statistiske assosierte sammenhenger mellom eksponeringsverdi til urbane trær og sosioøkonomiske eller demografiske variabler, er det valgt å gjennomføre statistiske analyser med programmet Rstudio. For å kunne analysere datamaterialet er det i første omgang nødvendig å finne ut mer om hvordan datamaterialet er strukturert og oppbygget. Viktige karakteristika her vil innebære om datamaterialet er best tilpasset parametriske eller ikke-parametriske tester, og om det eksisterer romlig autokorrelasjon. Det er hensiktsmessig å undersøke slike karakteristika siden disse kan avgjøre hvilke statistiske metoder som er mest anvendbare.

### 4.4.1 Introduksjon av datamateriale

Det demografiske datamateriale tilgjengelig fra Geodata (Geodata, 2023) vil anvendes til å undersøke forholdene mellom demografiske og sosioøkonomiske variabler oppimot resultatene fra kartleggingen av eksponeringen til urbane trær i Trondheim. Datamaterialet er tilgjengelig i en oppløsning på 100x100 meter, og er inndelt i kvadratiske celler. Hver av disse cellene innehar en gjennomsnittsverdi for de ulike sosioøkonomiske og demografiske variablene. Tjenesten er blant annet basert på demografisk statistikk fra statistisk sentralbyrå (SSB), bygnings- og eiendomsinformasjon fra Matrikkelen, og inntekts- og formuedata fra Skattedirektoratet.

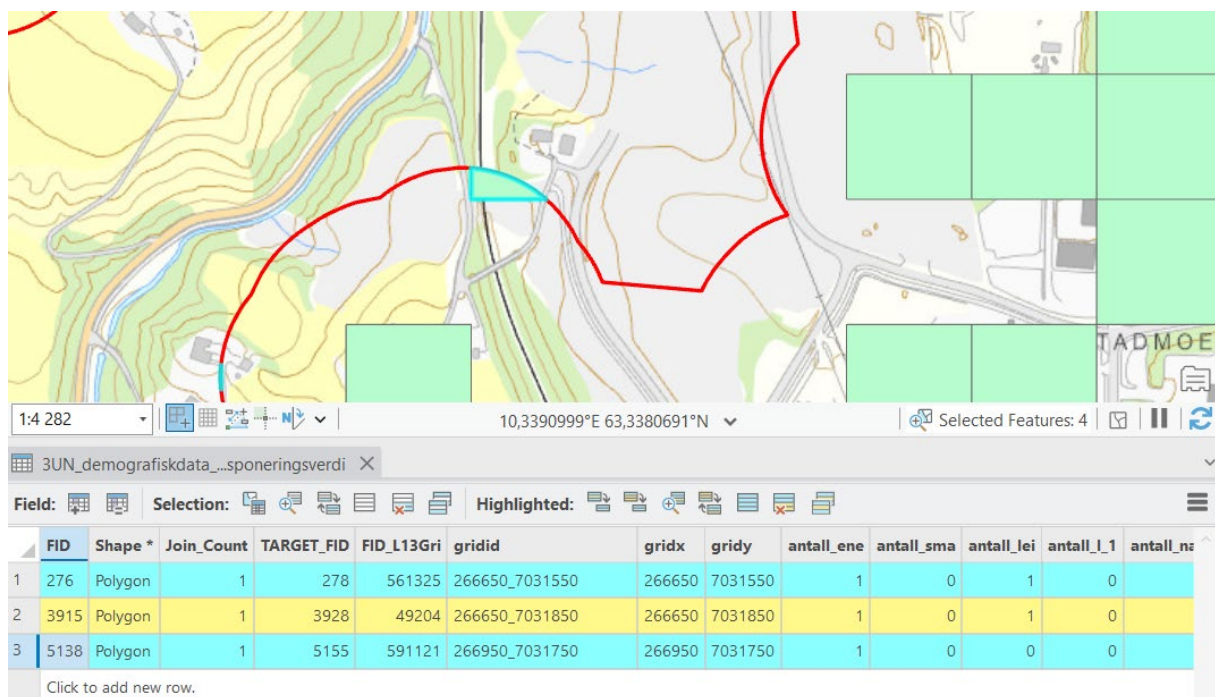
Informasjonen tilgjengelig fra Geodatas demografiske datamateriale er omfattende. Det vil derfor anses som nødvendig å avgrense til noen utvalgte variabler som vil forsøkes sammenlignes mot gjennomsnittlig eksponering av urbane trær.

- Befolkningstetthet (variabel navn = antall\_per),
- Gjennomsnittlig inntekt (variabel navn = int\_snitti),
- Gjennomsnittlig formue (variabel navn = for\_snittf),
- Gjennomsnittlig alder (variabel navn = ald\_snitta),
- Antall bosatte i enebolig eller våningshus (variabel navn = bot\_enebol),
- Antall bosatt i blokk eller bygård (variabel navn = bot\_blokk),
- Antall med bachelorgrad (variabel navn = utn\_hogsko), og
- Antall med mastergrad eller høyere (variabel navn = utn\_hogs\_1).

(Geodata, 2023)

Resultatet fra kartleggingen av eksponeringsverdien til urbane trær i Trondheim forekommer i form av et rasterlag som visualiserer områder med høy eller lav eksponeringsverdi. For å sammenligne resultatene fra synlighetsanalysen med datamaterialet fra Geodata ble det ansett som hensiktsmessig å organisere datamaterialet likt. Resultatene fra synlighetsanalysen ble derfor behandlet for å representere gjennomsnittlig eksponeringsverdi innenfor de samme 100x100 meter cellene som Geodatas datamateriale er organisert etter. Ved å tilpasse datamaterialene etter samme geografiske organisering skaper dette et bedre sammenligningsgrunnlag.

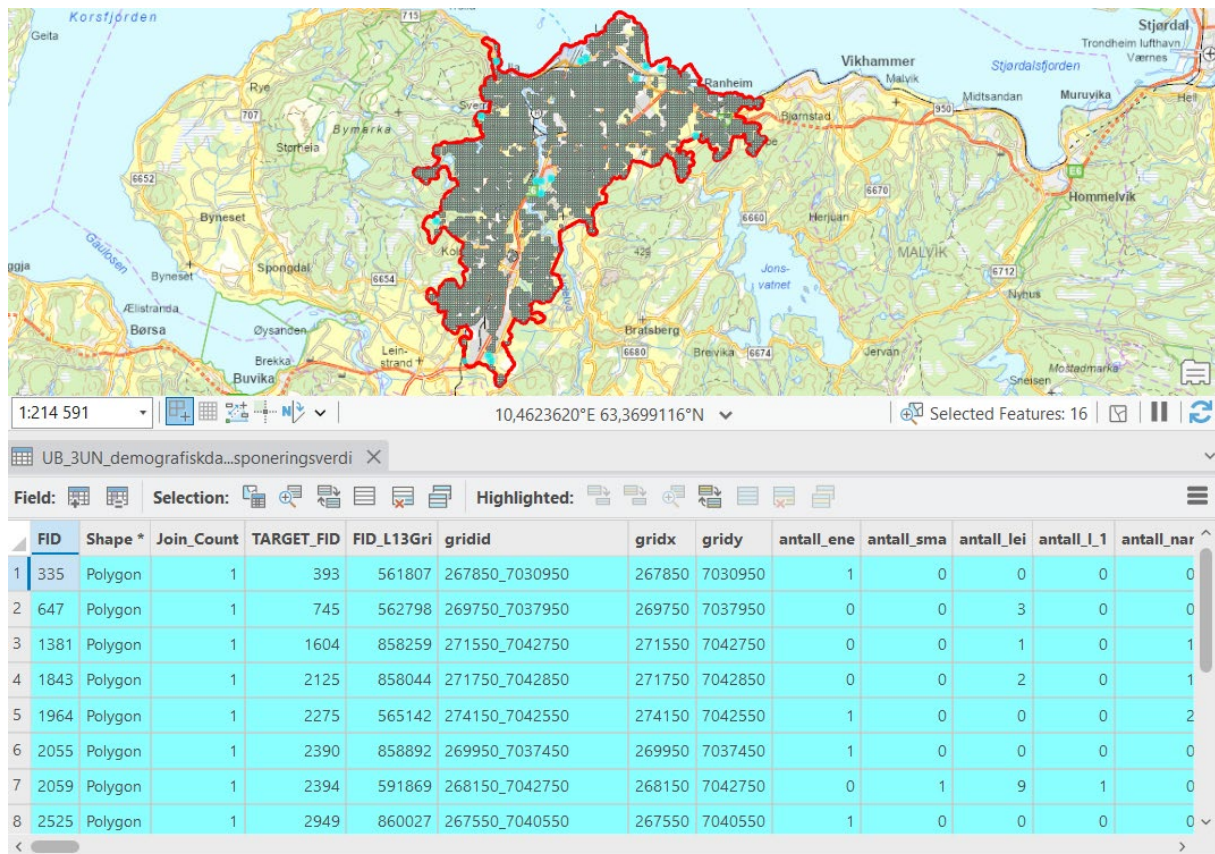
I tillegg har materiale videre måtte behandles for å kunne gjennomføre enkelte av de romlige statistiske analysene. I romlige statistiske analyser stilles det krav om at alle celler må ha minst en nabocelle for å kunne generere en vektet matrise, noe som er nødvendig for at en romlig analysemodell skal kunne fungere (ESRI, u.d.-d). Ved bruk av Rstudio har det blitt gjennomført en ekstraksjon av ID til alle celler som karakteriseres som isolerte i datasettet, og som derav må elimineres for å kunne gjennomføre romlige statistiske analyser. Ved å lokalisere isolerte celler kan man deretter benytte ArcGIS Pro til å eliminere de fra datasettene. Dette vil ha den uønskede effekten av å redusere informasjonen i datagrunnlaget noe, men har vært nødvendig for å kunne gjennomføre de romlige statistiske analysene. Det samme datagrunnlaget vil bli benyttet i både romlige og ikke-romlige analyser for å minimere potensielle forskjeller i resultatene.



Figur 40: Eksempel på en isolert celle i datamateriale. Egenprodusert.

Siden det i denne oppgavens sammenheng er mest relevant å undersøke sosioøkonomiske og demografiske variabler, med den begrunnelse at de anses som mest relevante for eksponeringen for urbane trær, er det blitt gjennomført en videre behandling av datamateriale. Enkelte variabler, som for eksempel representerer informasjon for andelen kontorplasser eller andelen næringsarealer innehar ingen befolkningsinformasjon. Disse cellene kan ha den uønskede effekten av å påvirke resultatene til ulike statistiske analyser ved å inneha en større andel null-verdier for mange andre variabler, som befolkningstetthet, utdanningsnivå, snittinntekt og snitt formue m.fl. Dette kan potensielt påvirke de resultatene som oppnås og svekke det statistiske grunnlaget.

Det er derfor valgt å konstruere en kopi av datasettet hvor celler som mangler befolkningsinformasjon er blitt eliminerte. Celler med manglende befolkningsinformasjon vil her bety celler hvor gjennomsnittlig antall innbyggere er null. Det vil skilles mellom disse to datasettene ved at datasettet som inneholder celler uten befolkningsinformasjon benevnes som *ubehandlet*, mens datasettet hvor celler uten befolkningsinformasjon har blitt eliminert benevnes som *behandlet*.



Figur 41: Eksempel på eliminering av celler uten befolkningsinformasjon. Egenprodusert.

#### 4.4.2 Cramer-von Mises test

Innen statistikk eksisterer det flere normalitetstester. Disse brukes for å undersøke om variablene i et datasett kan anses å være normalfordelte. Normalfordeling beskriver hvordan observasjonene i en variabel er fordelt, og er et mål på fordeling rundt gjennomsnittet (Chen, 2023). Normalfordeling er blant annet et viktig aspekt for enkelte statistiske tester som t-test, ANOVA, eller lineære regresjonsanalyser (Zach, 2022). Fraværet av normalfordeling medfører behovet for bruk av ikke-parametriske tester, siden disse tar høyde for ikke-normalfordeling av data. Ved feil bruk av statistiske metoder i henhold til datamaterialets struktur kan dette potensielt medføre partiske eller feil resultater (Faculty of Public Health, u.d.). Det er derfor relevant å først undersøke datasettets struktur for å avgjøre om det bør anvendes parametriske eller ikke-parametriske statistiske analysemetoder.

En metode for å undersøke om et datasett er normalfordelt er Cramer-von Mises test. Cramer-von Mises testen benyttes til å vurdere om et utvalg data innehar en spesifikk fordeling, som for eksempel en normalfordeling (Zach, 2022). Om datamaterialet er normalfordelt kan man benytte det som kalles parametriske statistiske metoder, men er

datamaterialet imidlertid ikke normalfordelte må man benytte ikke-parametriske statistiske metoder (Faculty of Public Health, u.d.).

Resultatet fra en Cramer-von Mises test gir to resultater: en omega 2 verdi og en p-verdi. Omega 2 verdien er en representasjon av den generelle ulikheten eller avviket mellom datasettene. En større Omega 2 verdi antyder en større forskjell mellom fordelingene av variablene som sammenlignes. Det er imidlertid p-verdien som er mest sentral for resultatet i denne oppgaven siden hovedformålet her er å avklare om datamaterialet er best tilpasset parametriske eller ikke-parametriske tester (Zach, 2022). Ved en p-verdi under 0,05 er det en 95% sannsynlighet for at datasettet ikke er normalfordelt, hvorav parametriske tester ikke er tilegnet (Faculty of Public Health, u.d.). Det vil bli gjennomført en Cramer-von Mises test for hver av variablene som inkluderes i analysen.

### 4.4.3 Romlige analysemetoder

For å undersøke de romlige egenskapene til datasettet er det inkludert flere romlige statistiske modeller. De romlige statistiske modellene er inkludert som følge av datamaterialets geografiske natur, med den antagelse om at det ved benyttelse av geografiske data for statistiske analyser ofte forekommer romlig autokorrelasjon. Dette er basert på Waldo R. Tobler første lov om geografi: «*Alt er relatert til alt annet, men nære ting er mer relatert enn fjerne ting*» (egen oversettelse fra engelsk) (Tobler, 1970, s. 3). Romlig autokorrelasjon er et fenomen hvor variablene har en tendens til å grupperes geografisk basert på verdifordeling, noe som kan føre til falske korrelasjoner, eller partiske estimater om ikke dette redegjøres for (Library of Statistical Techniques, u.d.).

Det vil i denne oppgaven inkluderes tre romlige statistiske modeller:

- Morans I romlig autokorrelasjonstest
- Romlig lag modell (SLM)
- Geografisk vektet regresjonsmodell (GWR)

For å undersøke for romlige egenskapene i datasettet benyttes først Morans I test (tosidig) for å undersøke tilstedeværelsen av romlig autokorrelasjon. Tilstedeværelsen av romlig autokorrelasjon har videre påvirkning på hvilke statistiske metoder som det er mest hensiktsmessig å benytte.

Alle de romlige analysemodellene inkluderer romlige vekter i sine beregningsmetoder. Romlige vekter består av en vektet matrise som representerer det romlige forholdet mellom observasjoner. En slik romlig vekt-matrise benyttes til å definere hvilke romlige enheter som anses som naboer, og hvor sterkt forholdet mellom de er (ESRI, u.d.-d).

Metoden for beregning av romlige vekter i Morans I testen er forskjellig fra den som benyttes i romlig lag modellen og den geografiske vektete regresjonsmodellen. Morans I testen brukes her kun for å avdekke romlig autokorrelasjon og modellerer derfor ingenting eksplisitt om det romlige forholdet i en regresjonsanalyse (ESRI, u.d.-a). Til forskjell inkluderes romlige vekter i den romlige lag modellen og den geografiske vektete regresjonsmodellen for å modellere det romlige forholdet i en romlig regresjonsanalyse (Saputro, Muhsinin og Widyaningsih, 2019). Den romlige lag modellen antar at det romlige forholdet er kontant over hele studieområdet, ved å beregne koeffisienten som et estimat basert på alle observasjoner i datasettet, og opererer derfor på et globalt nivå (Austin Peay State University, u.d.). Den geografiske vektete regresjonsmodellen benytter romlige vekter lokalt for å gjennomføre en lokal romlig regresjonsmodell for hver observasjon i

datasettet. Vektmatrisen avgjør her hvilke naboobservasjoner som inkluderes i den lokale regresjonen, før koeffisienten er estimert separat for hver observasjon. Dette gjør det mulig å fange opp romlig varierende forhold mellom de uavhengige og den avhengige variabelen i analysen (Sun, 2023).

#### 4.4.4 Morans I test

Innen analyse av romlige data kan det forekomme romlig autokorrelasjon. En positiv romlig autokorrelasjon beskriver et fenomen om tendensen til at områder eller lokasjoner som ligger nært sammen kan ha lignende verdier, som for eksempel at personer med høy gjennomsnittsinntekt kan ha en tendens til å bo i samme geografiske område. En negativ romlig autokorrelasjon beskriver det motsatte, at like verdier er spredte geografisk i ulike områder (GISGeography, 2022b; Crawford, 2009).

Som omtalt tidligere er det hensiktsmessig å undersøke for Romlig autokorrelasjon, siden statistikk ofte er avhengig av at observasjoner er uavhengige til hverandre. Tilstedeværelsen av romlig autokorrelasjon kan dermed bryte med denne antagelsen og dermed påvirke resultatene fra en statistisk analyse (GISGeography, 2022b).

Morans I test er en metode for å undersøke for romlige autokorrelasjon i datamaterialet. Morans I test defineres som en global modell fordi den undersøker romlig autokorrelasjon for hele studieområdet. Den gir dermed en summert statistikk og parametere som karakteriserer de romlige mønstrene for de undersøkte variabler på tvers av hele datasettet (NV5 Geospatial, 2023). I en Morans I test kan man undersøke om datamaterialet innehar romlig autokorrelasjon, samt styrke og retning. Morans I test kan analysere om mønstre i datamaterialet forekommer som klynger, tilfeldig, eller spredte basert på en verdiskala mellom +1, 0 og -1 (ESRI, u.d.-a).

Resultatene fra en Morans I test gir fire parametere. De tre første resultatene er tre mål på «Moran's I test statistic», men det er i hovedsak den første verdien som er av relevans. Denne kan forklares som en Morans I indeks, og forklarer styrken til det romlige mønsteret i datamaterialet (mellom +1, 0 og -1). De to andre test statistikkene indikerer henholdsvis «forventning» (Expectation) og «varians» (variance). Forventning indikerer den forventede verdien av Morans I statistikken under nullhypotesen om ingen romlig autokorrelasjon. Den gir med andre ord en referanseverdi for Morans I statistikken hvis det romlige mønsteret i datamaterialene var helt tilfeldige. Varians representerer den estimerte variasjonen til Morans I statistikken og er et mål på variasjonen i testen som kan forventes ved ren tilfeldighet. Morans I test gir også ut en p-verdi. En p-verdi under 0,05 vil her indikere bevis for romlig autokorrelasjon i datamaterialet ved å avskrive nullhypotesen om ingen romlig autokorrelasjon i variablene (Bivand, u.d.).

Det vil bli gjennomført en «tosidig» Morans I test i denne oppgaven fordi den undersøker for både positiv og negativ romlig autokorrelasjon. En tosidig test innebærer en nullhypotese om ingen romlig autokorrelasjon, med en alternativ hypotese om tilstedeværelsen av romlig autokorrelasjon, uansett om den er positiv eller negativ (Gimond, 2019). Dette er den mest hensiktsmessige testen ved lite kunnskap om datasettets romlige egenskaper, hvorav analysen er åpen for å tolke både negativ og positiv tilstedeværelse av romlig autokorrelasjon.

For Morans I testen vil det bli brukt en distansebasert metode for å beregne vektmatrisen. Distanse for å søke etter naboer vil bli satt til 200 meter. Denne distansen blir satt med

bakgrunn i den geografiske organiseringen av datamateriale fra Geodata som er representerer celler på 100x100 meter. Ved å sette distansen til 200 meter vil den kunne hente inn de nærmeste nabocellene, for deretter å beregne tilstedeværelsen og styrken av romlig autokorrelasjon (Aldisa, 2020).

Ved funn av romlige autokorrelasjon påvirker dette hvilke statistiske metoder som bør anvendes videre. Enkelte metoder, som blant annet romlige regresjonsmodeller, kan i større grad ta hensyn til romlig autokorrelasjon enn andre tradisjonelle regresjonsmodeller (Sauer og Stewart, 2022).

#### 4.4.5 Romlig lag modell

Ved tilstedeværelsen av romlige autokorrelasjon i datamaterialet påvirker dette hvilke statistiske metoder som bør anvendes. Dette er på grunn av potensielle påvirkninger dette kan ha på tradisjonelle korrelasjons- og regresjonsmodeller som har antagelser om romlig uavhengighet. For å imøtekomme et brudd på antagelsen om romlig uavhengighet, som ved tilstedeværelse av romlig autokorrelasjon, er det derfor hensiktsmessig å benytte romlige regresjonsmodeller (Mets, Armenteras og Dávalos, 2017). En slik romlig regresjonsmodell er den romlige lag modellen (SLM).

En romlig lag modell er på samme måte som Morans I testen en global analysemodell. Dette betyr at romlig lag modell, i likhet med Morans I, undersøker hele studieområdet. Modellene gir derfor ut en summert statistikk og parametere som representerer det romlige mønsteret for hele studieområdet (Austin Peay State University, u.d.).

En romlig lag modell genererer «laggede» versjoner av de uavhengige og den avhengige variabelen. De «ikke-laggede» variablene viser til de originale uavhengige variablene uten noen romlig transformasjon. Disse variablene representerer faktorer som påvirker den avhengige variabelen direkte og er ikke eksplisitt relatert til romlige forhold. De kan med andre ord anses som uavhengige variabler i en tradisjonell regresjonsmodell. Formålet med ikke-laggede variabler er å undersøke de direkte effektene av variablene på den avhengige variabelen uten å ta hensyn til romlige avhengigheter. De «laggede» versjonene av variablene fanger imidlertid opp den romlige avhengigheten i modellen. De laggede variablene konstrueres ved å ta det romlige gjennomsnittet, eller et vektet gjennomsnitt, av den avhengige variabelen basert på nærliggende celler. Ved å inkludere laggede variabler i modellen, inkorporeres den romlige avhengighetsstrukturen eksplisitt, for på denne måten å kunne ta hensyn til romlige ringvirkninger fra nærliggende celler på den cellen som undersøkes (Sun, 2023).

Den romlige lag modellen beregner naboceller ved bruk av en vektmatrise. Til forskjell fra beregningen i Morans I er vektmatrisen her konstruert ved å generere en nabolagstabell basert på cellenes geometriske egenskaper. Denne nabolagstabellene beregner naboskap ved å undersøke om cellene deler en felles grense eller innehar overlapp med hverandre (RDocumentation, u.d.-b; u.d.-a).

Resultatet av en romlig lag modell viser til i hovedsak fire parametere, koeffisientestimat, standardfeil, z-verdi og p-verdi.

Koeffisientestimaten indikerer størrelsen på effekten som variablene har på den avhengige variabelen. Med den avhengige variabel som representerer gjennomsnittlig



eksponering av urbane trær måler dette hvor mye den blir påvirket av de uavhengige variablene (Miller, 2014).

Standardfeil representerer usikkerheten i estimatene. Jo høyere verdi for standardfeil, jo større usikkerhet knyttet til estimatene (ESRI, u.d.-e).

Z-verdien representerer en beregning av å dividere estimatene med standardfeilen. Den viser derav hvor mange standardavvik estimatet er unna nullhypotesen som representerer ingen effekt. En høyere absoluttverdi på z-verdien indikerer at estimatet er langt unna null og derfor mer sannsynlig å være statistisk signifikant (Hartmann, Krois og Waske, 2018).

P-verdien representerer her, i likhet med andre statistiske modeller, om resultatene er statistisk signifikante. Dette er et mål på sannsynligheten for om estimatene er forekommet av tilfeldighet eller ikke (ESRI, 2021a).

De to mest sentrale parameterne vil her være koeffisientestimatene som indikerer styrke og retning på assosiasjonen mellom variablene, og p-verdien som indikerer om resultatene er statistisk signifikante. Disse vil derav legges størst vekt på i tolkningen av modellens resultater.

#### 4.4.6 Geografisk vektet regresjonsmodell

En Geografisk vektet regresjonsmodell (GWR) er en romlig lokal regresjonsteknikk som undersøker romlig variasjonen i forholdet mellom variabler. I motsetning til den romlige lag modellen som er en global test, tar GWR også høyde for lokal variasjon i sin regresjonskoeffisient. GWR med sine lokale egenskaper er derfor relevant å inkludere for å kunne tolke de lokale variasjonene som kan eksistere i studieområdet (Lu *et al.*, 2014).

En GWR analyse kan bidra til å undersøke spørsmål som:

- I hvilke områder er eksempelvis utdanningsnivå viktigst for mengden eksponeringsverdi til urbane trær? Hvilke egenskaper ser ut til å være assosiert? Hvor er hver egenskap viktigst?
- Eller for eksempel om forholdet mellom høyere gjennomsnittlig inntekt og eksponeringsverdi til urbane trær er konsistent på tvers av et studieområde.

(Sun, 2023)

En GWR modell kan gjennomføres på ulike måter. Ved bruk av ulike metoder for mål av nabolagsbåndbredde, og ulike lokale vekt-ordninger kan dette påvirke hvilke resultater som oppnås. I denne analysen vil modelltypen «Continuous (Gaussian)» benyttes, fordi dette er modelltypen som kan behandle kontinuerlig data. Det vil bli benyttet en «adaptiv» båndbredde som benyttes for å finne det optimale antallet naboer å inkludere i analysen. I tillegg vil det benyttes en «bisquare» lokal vekting fordi denne er vist å være en robust tilnærming som gir mindre vekt til fjerne observasjoner som potensielt kan påvirke resultatene negativt (ESRI, u.d.-c).

GWR modellen benytter i tillegg en logaritmisk transformasjon. Dette benyttes ofte for å håndtere variabler med bred verdiskala, når forholdet mellom variablene ikke er lineære, eller ved tilstedeværelse av romlig autokorrelasjon (Sun, 2023).

Resultatene av en GWR modell kan være komplekse og altomfattende. Modellens resultater kan imidlertid inndeles i to seksjoner, først en global modell, i likhet med hvordan Morans I og den romlige lag modellen opererer. Her kan man se til koeffisientestimatet for å anse retning og styrken i forholdet mellom variablene, mens standardfeil indikerer presisjonen til estimatene og p-verdien indikerer signifikansen til resultatene.

I den andre seksjonen av modellen kan man se til de lokale estimatene. Her indikeres bredde og variasjonen i verdier for de ulike variablenes koeffisientestimer basert på lokasjon. Siden datasettet innehar romlige egenskaper vil det forekomme forskjeller i estimater i ulike områder, noe som denne seksjonen av modellen potensielt kan fremheve. De lokale koeffisientestimatene vises i minsteverdi, første kvintil, medianverdi, tredje kvintil, og maksverdi. Sammenligner man disse med resultatene fra den globale seksjonen kan man derav undersøke den lokale variasjonen som forekommer innad i datamaterialet.

Modellen viser i tillegg ulike diagnostisk informasjon for en rekke ulike parametere. Eksempelvis kan man se til R-kvadratverdien og den justerte R-kvadratverdien som to indikatorer på hvor godt tilpasset modellen er til datamaterialet som analyseres. De representerer hvor mye av variasjonen i den avhengige variabelen som kan forklare av de uavhengige variablene. Begge indikatorer viser til en verdi mellom 0 og 1, hvorav høyere verdier indikerer en bedre tilpasning. Forskjellen mellom parameterne er basert på at den justerte R-kvadratverdien tar høyde for antallet uavhengige variabler som inkluderes i modellen, og straffer inkluderingen av ekstra variabler som ikke bidrar til å bedre modellens forklaringsevne (The Investopedia Team, 2023).

Den diagnostiske informasjonen viser også til AIC (Akaike information criterion). I tillegg til å vise til tilpasningen mellom modellen og datamaterialet, så innehar denne indikatoren også en beregning av modellens kompleksitet. Lavere AIC verdier indikerer her en bedre modelltilpasning (Hastie, Tibshirani og Friedman, 2009; Zach, 2021a).

Det forekommer i tillegg flere andre indikatorer i diagnostikk informasjonen, så vel som i resten av resultatene. Det vil imidlertid anses som mest relevant for oppgaven å avgrense resultatene til å se på de globale koeffisientestimatene sammen med de lokale variasjonsestimatene for å tolke den geografiske variasjonen i datamaterialet, samt undersøke verdiene fra R-kvadratverdien, den justerte R-kvadratverdien og AIC-verdien for å sammenligne det ubehandlede og det behandlede datasettet. Resultatene fra en GWR analyse er også hensiktsmessig å visualisere for å enklere kunne anse hvor variasjonen forekommer geografisk innad i studieområdet.

#### 4.4.7 Visualisering av den geografiske vektete regresjonsmodellen

Som forklart tidligere innehar GWR modellen en lokal beregningsfunksjon av variasjonen til koeffisientestimatene for ulike geografiske lokasjoner. Den numeriske verdien dette indikerer kan forklare størrelsen av variasjon som eksisterer i datamaterialet, men bidrar lite til å vise hvor denne variasjonen er lokalisert.

Variablenes geografiske fordeling er derfor hensiktsmessig å visualisere. Ved visualisering av variasjonen i koeffisientstyrke og retning kan man enklere undersøke hvilke områder som har positive og negative koeffisienter fordelt geografisk, samtidig som man kan få ett inntrykk av deres relative styrke. I tillegg til å visualisere koeffisientestimatene er det også mulig å visualisere den lokale R-kvadratverdien for hele datasettet. Dette kan gi en bedre

forståelse for i hvor stor grad variasjonen i den avhengige variabelen som kan forklares av de uavhengige variablene lokalt. Dette vil si at ved en høyere verdi indikerer dette en større assosiert effekt mellom de sosioøkonomiske og demografiske variablene og den avhengige variabelen som representerer den gjennomsnittlige eksponeringen til urbane trær (The Investopedia Team, 2023).

Imidlertid er det tilknyttet enkelte utfordringer til visualiseringen av koeffisientestimer spesifikt. Det er forsøkt til beste evne å visualisere de lokale forskjellene for de signifikante variablene. Formålet er å på den ene siden skape en god representasjon av de lokale geografiske variasjonene i koeffisientestimer, men på samme tid skape et sammenligningsgrunnlag for hvordan de to datasettene påvirker resultatene. I den sammenheng må det gjøres enkelte valg i fremstillingen av resultatene.

For å best mulig visualisere resultater som inneholder både positive og negative verdier er det hensiktsmessig å sette 0 som et representativt midtpunkt for verdibredden. Det er relevant å fremheve 0 likt på tvers av variablene fordi et koeffisientestimat på 0 indikerer ingen effekt. Jo lengre verdidistansen er unna 0, jo sterkere positiv eller negativ effekt er estimert mellom variablene. Ved å sette 0 som midtpunkt kan man derfor visualisere en fargeskala som representerer hvilke celler som lokalt har en sterk estimert koeffisientverdi.

Med dette som et premiss setter det imidlertid utfordringer til valg av videre visualiseringsmetodikk. Ved å spesifisere 0 som midtpunkt i verdibredden, og samtidig ønske om identisk fargeskala, må derfor verdibredden ha en identisk maksimum- og minimumsverdi for estimatene. Dette er imidlertid problematisk når koeffisientestimatene varierer basert på datamaterialet som benyttes.

I tillegg påvirkes visualiseringen når estimatene innehar ulike styrker på minimums- og maksimumsverdiene. For at 0 skal være midtpunktet må disse være like, men de fleste variabler innehar imidlertid en forskjell i styrken av minimums- og maksimumsverdier. Dette kan medføre at enkelte visualiseringer fremstår med større mengder gult, som representerer verdier nær null, siden de enklere påvirkes av uteliggende ekstreme koeffisientestimer. Det er også utfordringer knyttet til å spesifisere manuelle minimums- og maksimumsgrenser samtidig som man ønsker å inneha en lik intervallstørrelse for en lik fargeskala.

Samlet sett betyr disse utfordringene at de visuelle resultatene for de lokale koeffisientestimatene ikke kan visualiseres optimalt. Det er her valgt en løsning hvor 0 settes som midtpunkt for å best mulig visualisere verdienes avvik fra nullverdien. Videre vil kartene inneha et identisk antall intervaller for en best mulig fremvisning av en identisk fargeskala. Dette betyr imidlertid at verdibreddene til kartene vil være ulike, noe som må tas hensyn til i sammenligningen av deres visuelle fremstilling.

Representasjon av statistiske analyser visuelt er en god måte å tolke resultatene på. Det er imidlertid noe som er både tid og plasskrevende, noe som medfører at det er hensiktsmessig å avgrense omfanget av visualiseringen. Det vil med andre ord ikke vises til en visualisering av alle variabler, selv om dette også kunne gi relevant innsikt i den spesifikke variabelens påvirkning. Det vil her bli presentert en visualisering av den lokale R-kvadratverdien for hele studieområdet, en visualisering av de mest sentrale variablenes lokale koeffisientestimer, og en lokal p-verdi tilhørende de mest sentrale variablene. På denne måten er formålet å gi et bedre grunnlag for å tolke analysens resultater og variablenes assosierte effekter.

## 5 Resultater

I dette kapitlet vil resultatene av analysene presenteres. Det er blitt gjennomført i alt tre ulike analyser, som alle vil presenteres i kronologisk rekkefølge.

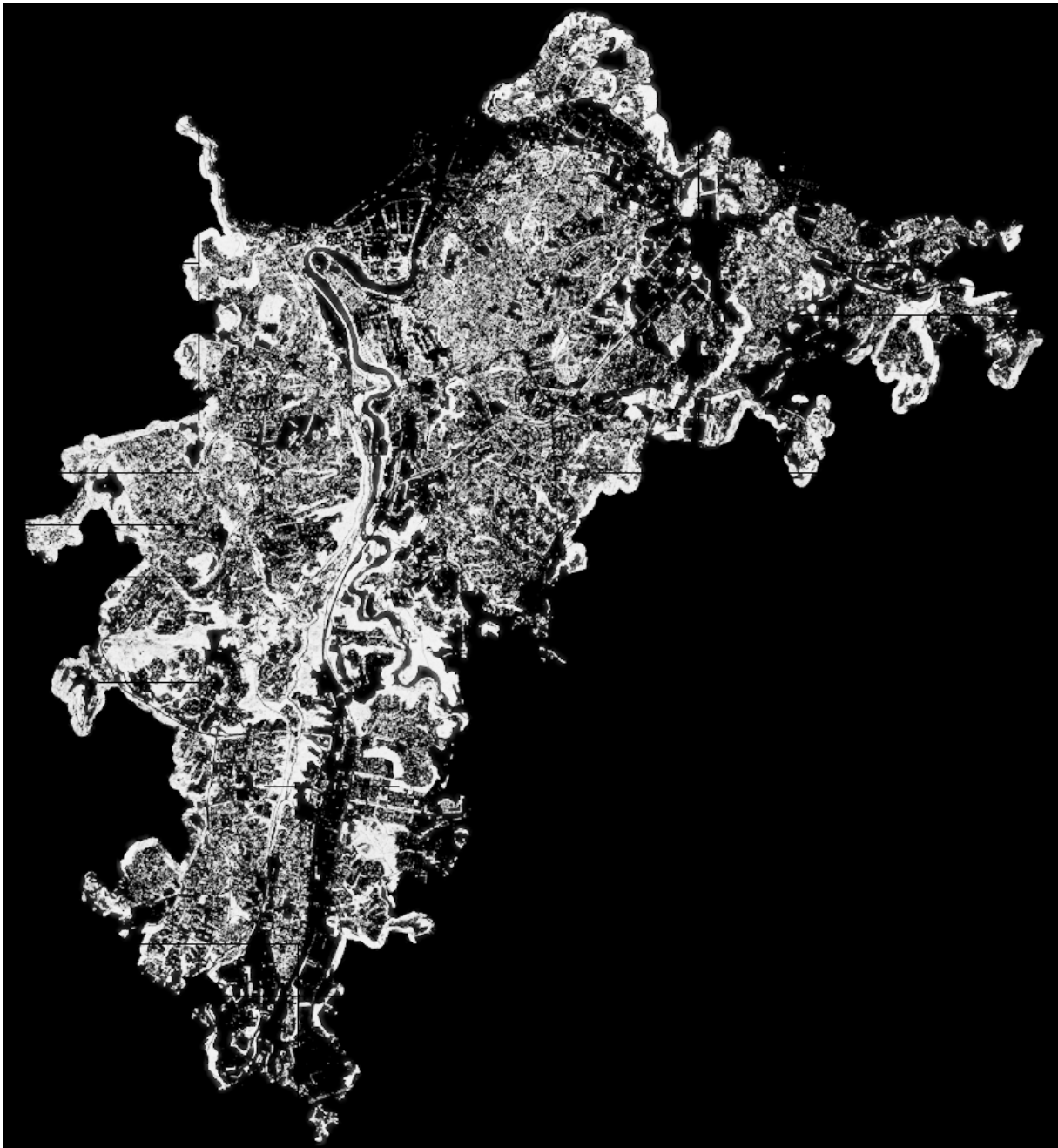
Den første analysen omhandler gjennomføringen av en synlighetsanalyse av urbane trær i Trondheim. Det kreves to elementer for å gjennomføre en synlighetsanalyse ved bruk av tilleggsverktøyet `r.viewshed.exposure` i GRASS GIS. Første element representerer et binært datasett for alle Trondheims urbane trær. Andre elementet representerer en digital overflatemodell. Begge datafilene er tilpasset oppgavens geografiske studieområde. Samlet skaper disse to elementene grunnlaget for gjennomføring av en synlighetsanalyse for Trondheim.

Den andre analysen omhandler anvendelse av datagrunnlagene utviklet for første analyse i en mer planleggingsorientert oppgavesammenheng. Opprustning og tiltak som gjennomføres i bydelen Ila i Trondheim har medført felling av flere trær. Gjennom informasjonsinnhenting fra feltundersøkelser kan man behandle datagrunnlaget basert på hvilke trær som er fjernet. Ved en slik behandling kan man gjennomføre en ny synlighetsanalyse for det spesifikke området og dermed undersøke effektene som følge av fjerningen av trær på området eksponeringsverdi.

Den tredje analysen omhandler flere statistiske analyser gjennomført med bruk av resultatene fra første analyse. Resultatene av synlighetsanalysen er behandlet og organisert i 100x100 meter rutenett i likhet med de sosioøkonomiske og demografiske variablene som skal undersøkes. Det er her blitt gjennomført flere ulike statistiske analysemodeller som vil analysere karakteristikken til datamateriale for så å undersøke for assosierte sammenhenger mellom variablene. Formålet her er å forsøke å undersøke om det eksisterer noen sammenhenger mellom ulike variabler og gjennomsnittlig eksponeringsverdi til urbane trær i Trondheim.

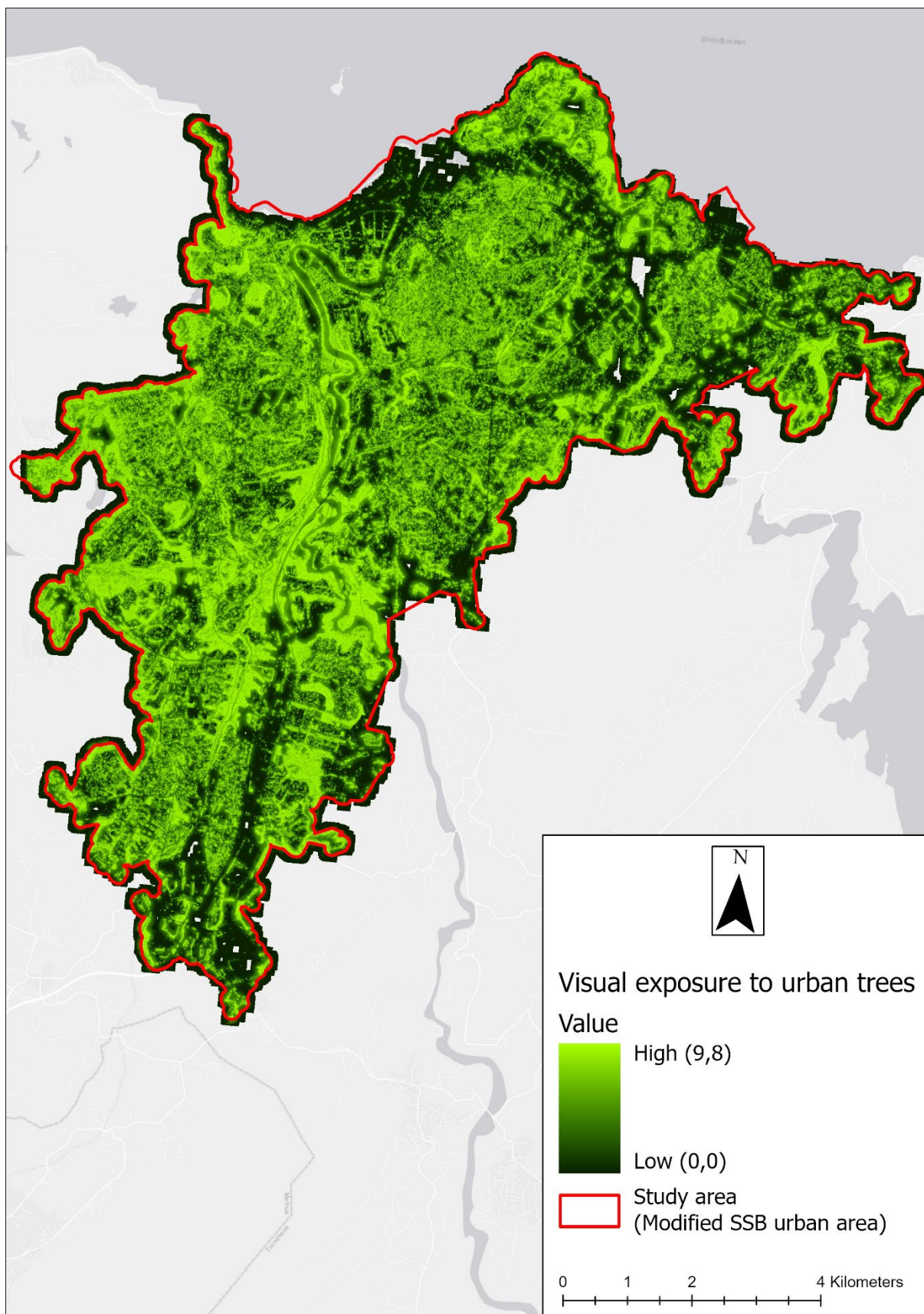
### 5.1 Resultater av synlighetsanalysen

Etter behandlingen av rådata som inngår som datagrunnlag er det blitt gjennomført en vellykket synlighetsanalyse ved bruk av tilleggsverktøyet `r.viewshed.exposure` i GRASS GIS. Prosessen for behandling og ferdigstilling av datagrunnlag av tilstrekkelig kvalitet for analysen har vært omfattende. Det kan imidlertid ikke garanteres for et perfekt datagrunnlag, og derav heller ikke et perfekt resultat. Type 1 og type 2 feil, som omtalt tidligere, kan fremdeles forekomme. Slike feil er forsøkt korrigert til beste evne, men det kan imidlertid ikke garanteres for at alle slike feil er blitt eliminerte. Dette må tas høyde for ved presentasjon og tolkning av resultatene av analysen.



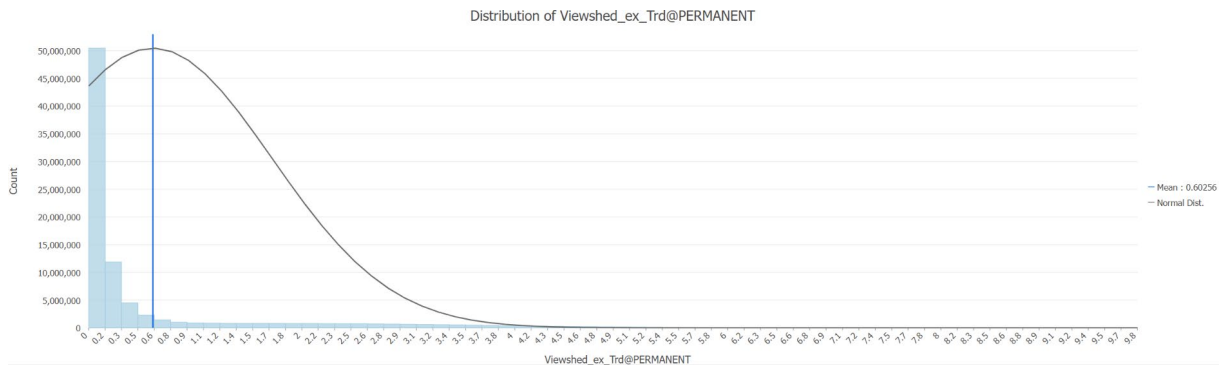
*Figur 42: Resultatet av synlighetsanalysen gjennom bruk av r.viewshed.exposure før symbologibehandling. Egenprodusert.*

Resultatene fra gjennomføringen av synlighetsanalysen i r.viewshed.exposure viser et svart/hvitt kart som representerer den visuelle eksponeringen av urbane trær. For at resultatet skal være sammenlignbart med Cimburova og Blumentraths synlighetsanalyse for Oslo, må det tillegges riktig symbologi. Den følgende symbologibehandlingen er blitt gjennomført i ArcMap, ved bruk av samme symbologifiler som i synlighetsanalysen for Oslo. Dette resulterer i et kart over studieområdet Trondheim med representative farger for eksponeringsverdien til ulike trær med en verdiskala mellom 0,0 og 9,8.



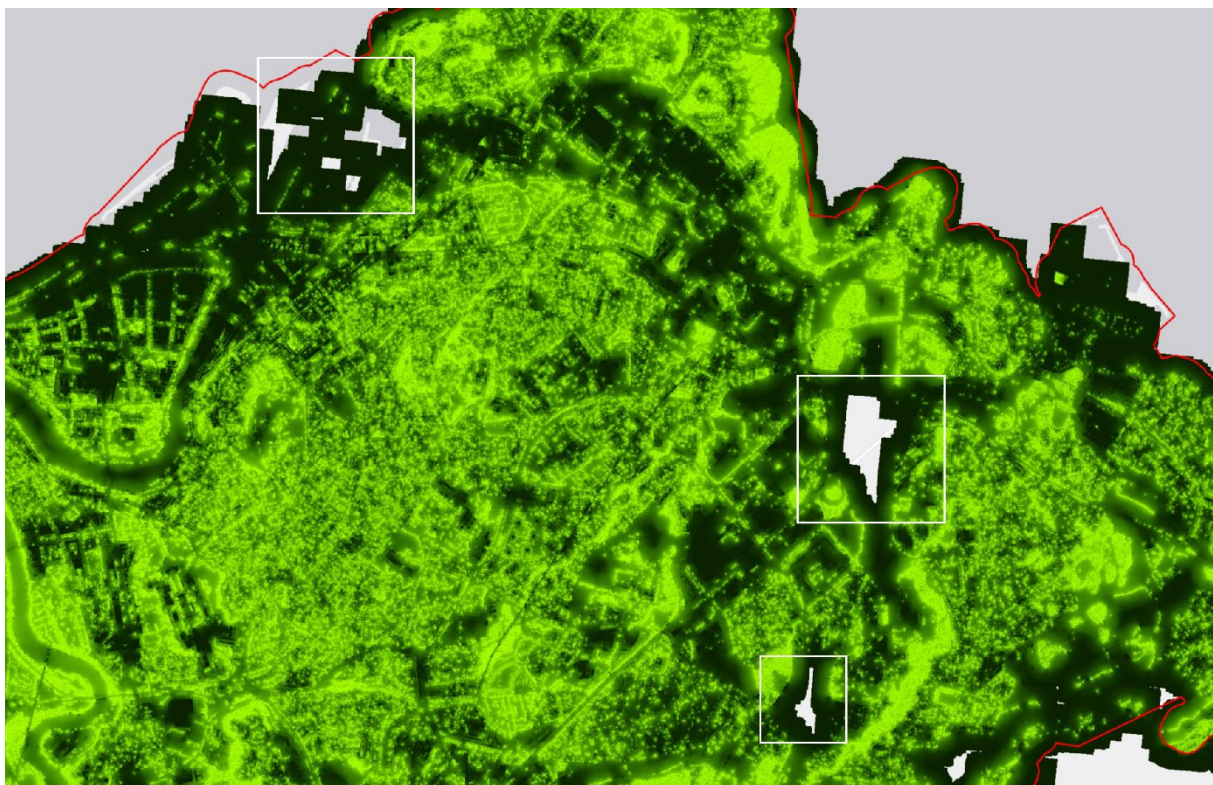
Figur 43: Resultatet av synlighetsanalysen gjennom *r.viewshed.exposure* for studieområdet Trondheim. Fargeskalaen indikerer styrken av visuell eksponering av de urbane trærne mellom 0,0 til 9,8. Egenprodusert.

Kartet representerer hvilke områder innad i studieområde som innehar høye og lave eksponeringsverdier til urbane trær. Variasjonen i høy og lav verdi er stor på tvers av studieområdet. Som histogrammet nedenfor indikerer, er det en generelt stor andel av resultatet som innehar lave verdier. Majoriteten av antallet celler i resultatet faller innenfor første intervall, som viser til en verdi mellom 0,0 og 0,2. Antallet celler faller raskt ved økning i eksponeringsverdi, hvorav kun en celle indikerer den høyeste verdien på 9,8. Den gjennomsnittlige eksponeringsverdien til urbane trær for hele studieområdet er på 0,60256.



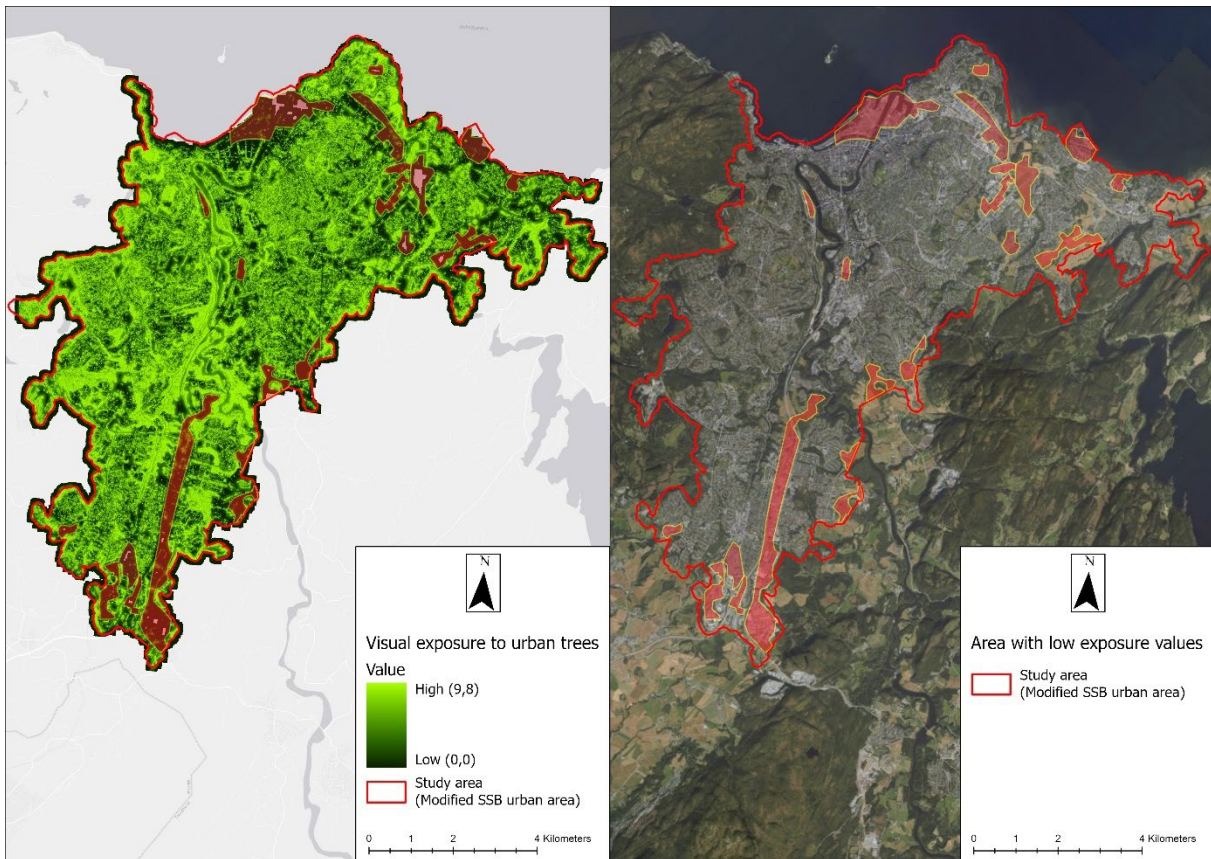
Figur 44: Histogrammet viser til resultatet av synlighetsanalysens verdifordeling. Totalt sett indikeres det at på tvers av hele analyseresultatet er den gjennomsnittlige eksponeringsverdien relativt lav. Egenprodusert.

Som kartene viser, forekommer det enkelte «hull» i resultatet av synlighetsanalysen. Hullene i resultatet representerer områder som ikke innehar trær. Eksempelvis kan dette være jordbruksområder, som rundt Leangen, eller industri- og havneområder som rundt Nyhavna.



Figur 45: Eksempler på «hull» i synlighetsanalysens resultat. Dette forekommer som følge av at det ikke eksisterer noen trær i de spesifikke områdene. Egenprodusert.

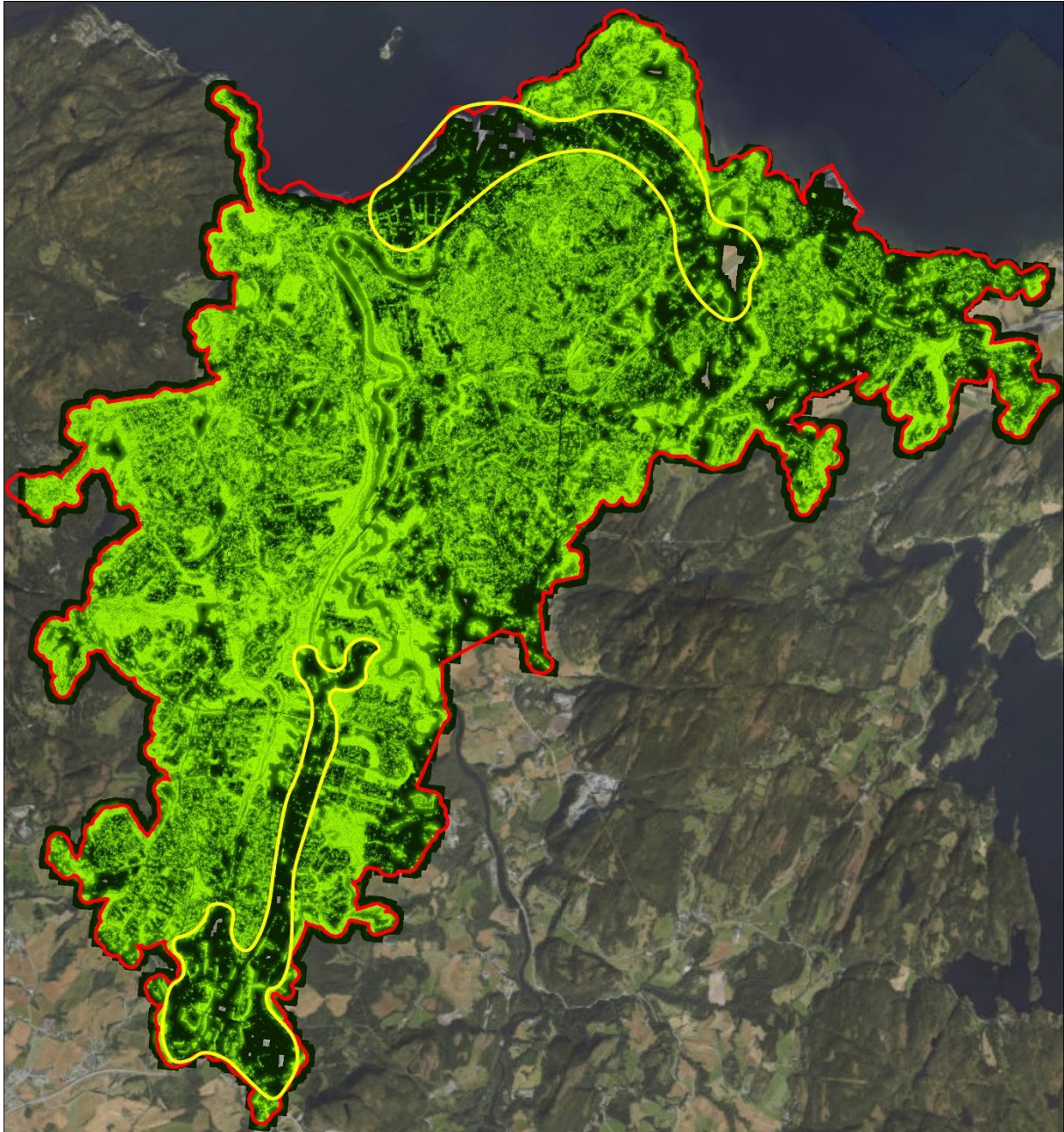
Den visuelle representasjonen av synlighetsanalysen indikerer at lommer med lave verdier eksisterer side ved side av områder med høye verdier. De mer fremtredende områdene med lave verdier er kartlagt og markert. Disse områdene forekommer på tvers av hele studieområdet, men har en større tendens til å være lokalisert sør og øst. Det eksisterer også noen større områder som skiller seg ut i analysen. I tillegg kan man antyde et sammenhengende belte med lav eksponeringsverdi rundt to lokasjoner i studieområdet.



Figur 46: Større områder med lav eksponeringsverdi til urbane trær. Til venstre: områder med lav eksponeringsverdi overlatt resultatene fra synlighetsanalysen. Til høyre: områder med lav eksponeringsverdi overlatt et ortofoto av Trondheim. Egenprodusert. Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning.

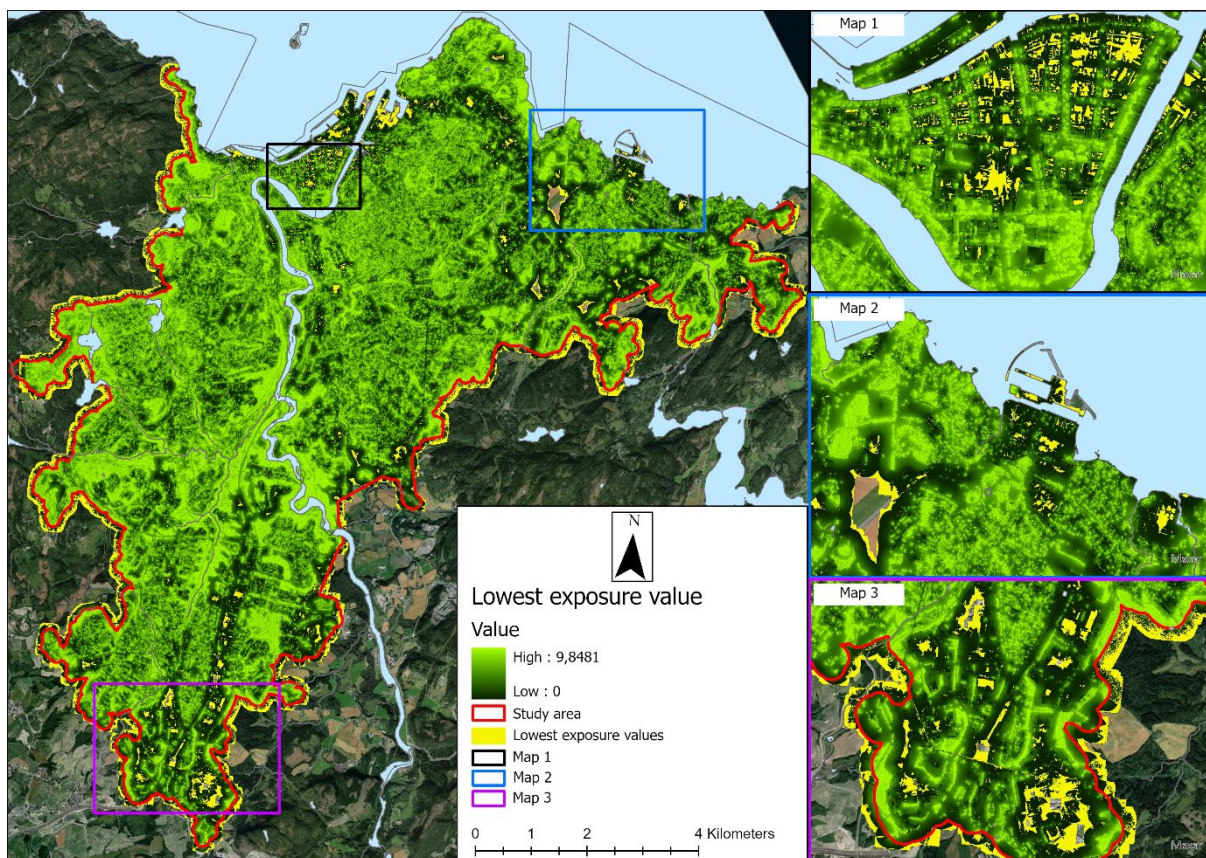
Resultatene viser til to lokasjoner som representerer til konsentrasjon av flere områder med lavere eksponeringsverdier. Disse kan tolkes å representere et relativt sammenhengende belte av lav eksponeringsverdi. De to områdene kan antydes å være lokalisert mellom 1) Midtbyen – Nyhavna – Lilleby – Lade – Strindheim – Leangen, mot nord, og 2) Tiller – Sandmoen, mot sør.





*Figur 47: Representasjon av to lokasjoner med sammenhengene lav eksponeringsverdi til urbane trær. Egenprodusert.*

Ved å hente ut cellene med lavest verdi (0,0 – 0,0001) kan dette representere hvilke områder som kan anses å representere det største underskuddet på eksponering av urbane trær. Markeringen av områder som omkranser studieområde kan forklares ved at eksponeringsverdien avtar som følge av mangel på trær utenfor studieområdet. Hullene som representeres i resultatet er også en indikator på manglende eksponering av urbane trær.



Figur 48: Kartet representerer i gult celler med lavest eksponeringsverdi. Dette kan indikere områder som har et underskudd i eksponering av urbane trær. Egenprodusert. Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning.

Med fokus på det mest sentrale området i Trondheim, Midtbyen, viser resultatene til forskjeller i eksponeringsnivå mellom de ulike kvartalene. Det kan her vises til at flere områder i Midtbyen har en forholdsvis lav eksponeringsverdi for urbane trær. Dette kan dermed implisere at enkelte sentrale områder innad i Midtbyen kan inneha et underskudd av visuell eksponering av urbane trær. Dette kan vise til et kunnskapsgrunnlag for strategisk treplanting på disse lokasjonene. Til kontrast kan man se til at området rundt Nidarosdomen innehar en relativt høy eksponeringsverdi.



Figur 49: Større områder i Midtbyen med lav eksponeringsverdi til urbane trær. Egenprodusert.

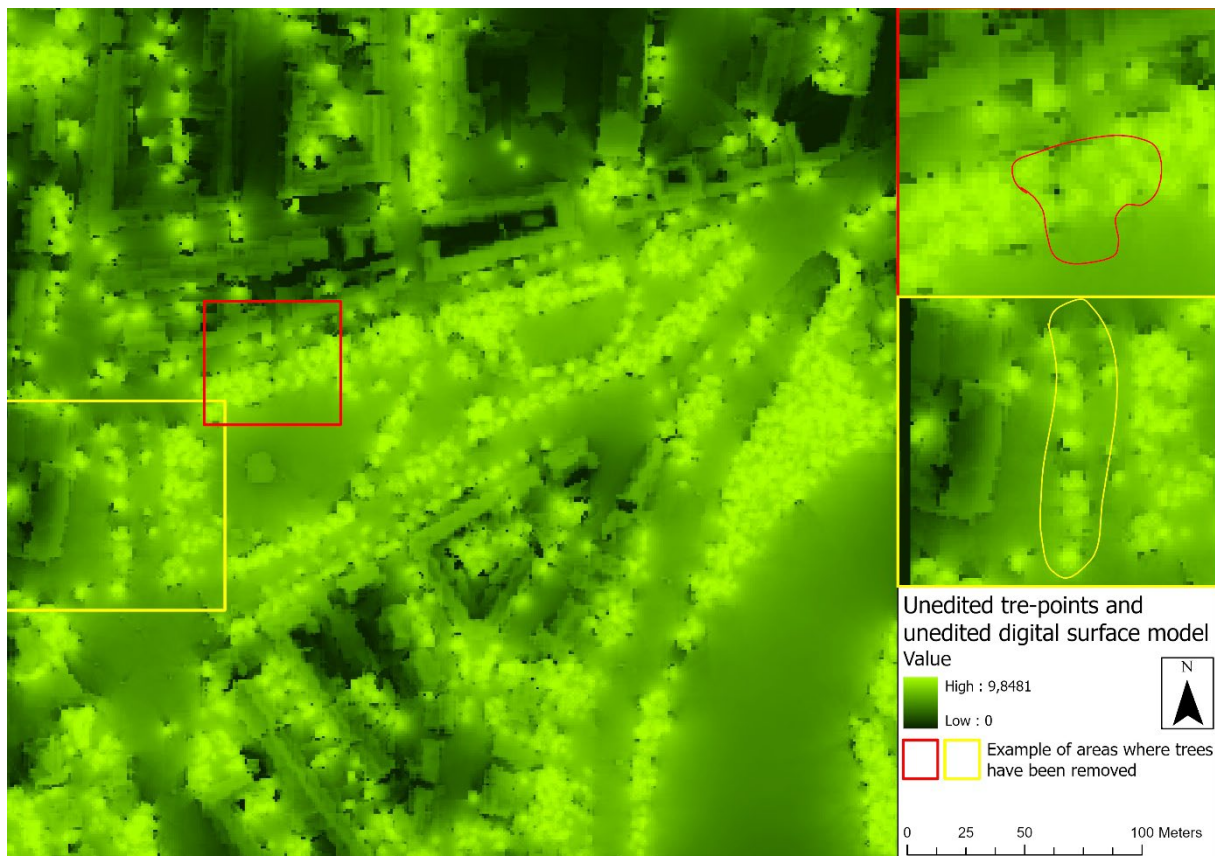
## 5.2 Anvendelse av synlighetsanalyser for planlegging og utredning

Som omtalt tidligere skal det gjennomføres en opprustning av gateløp i bydelen Ila i Trondheim. Som følge av tiltakene er flere trær blitt felt i området rundt Ilaparken. Resultatene fra synlighetsanalysen for visuell eksponering av urbane trær kan her anvendes for å undersøke effekten av fellingen av trær ved å måle endringen i eksponeringsverdien i området.

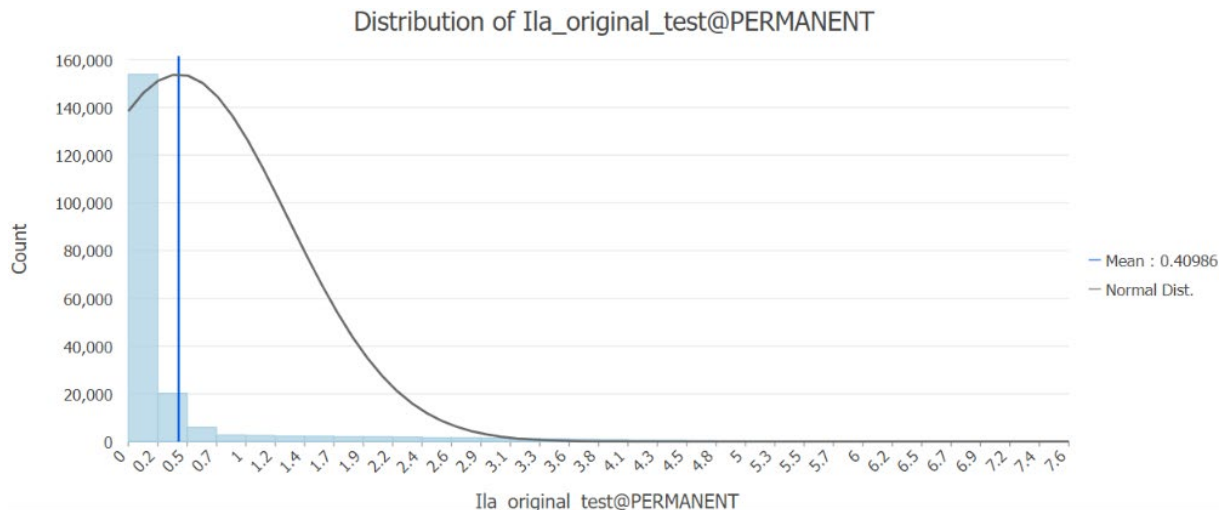
Gjennom feltundersøkelser i området er det innhentet informasjon om hvilke trær som er blitt felt. Videre behandling av datagrunnlaget er derav nødvendig for å samsvare med tiltakene som er gjennomført.

Tre resultater vil her presenteres:

1. Resultatet basert på det originale datagrunnlaget, uten endringer på hverken trepunkter eller den digitale overflatemodellen som representerer høyde.



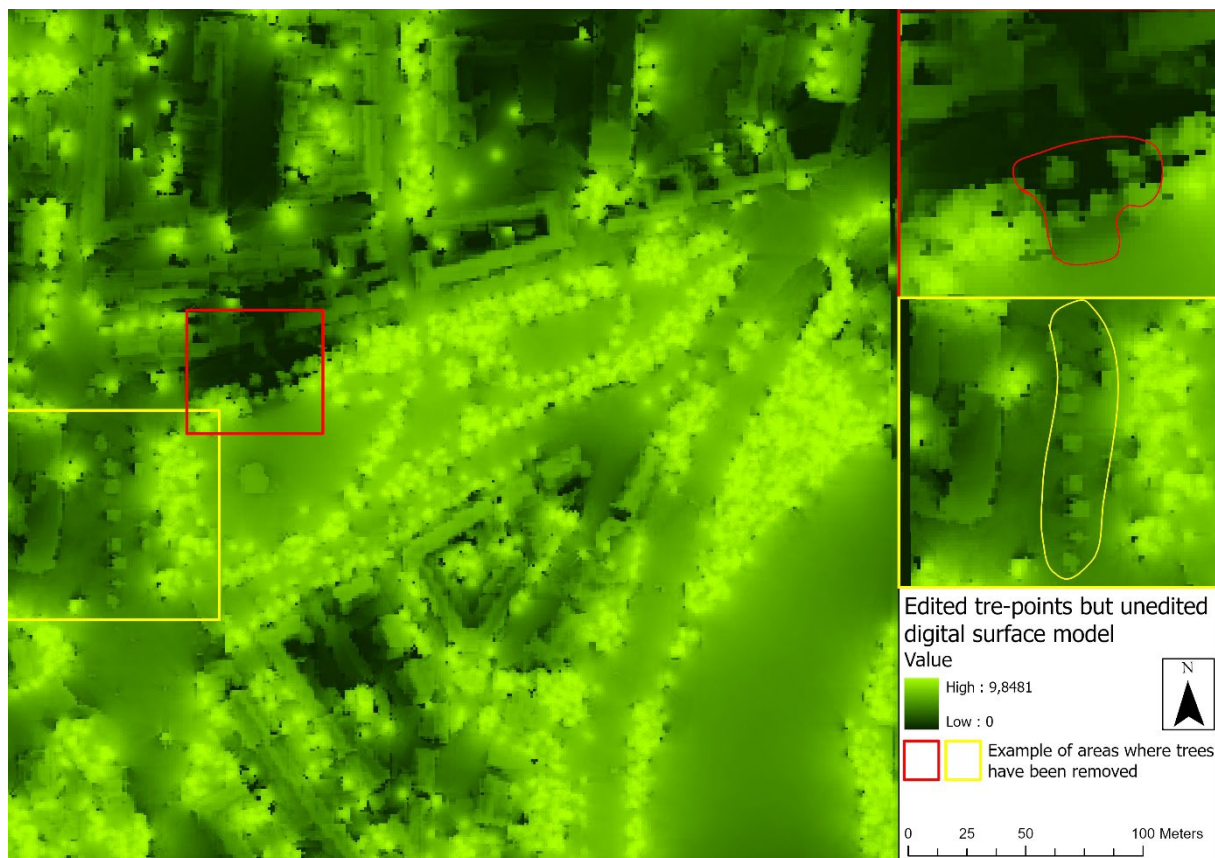
Figur 50: Kartet representerer situasjonen før fellingen av trær. Det fremheves to eksempler på områder hvor trær er blitt fjernet. Egenprodusert.



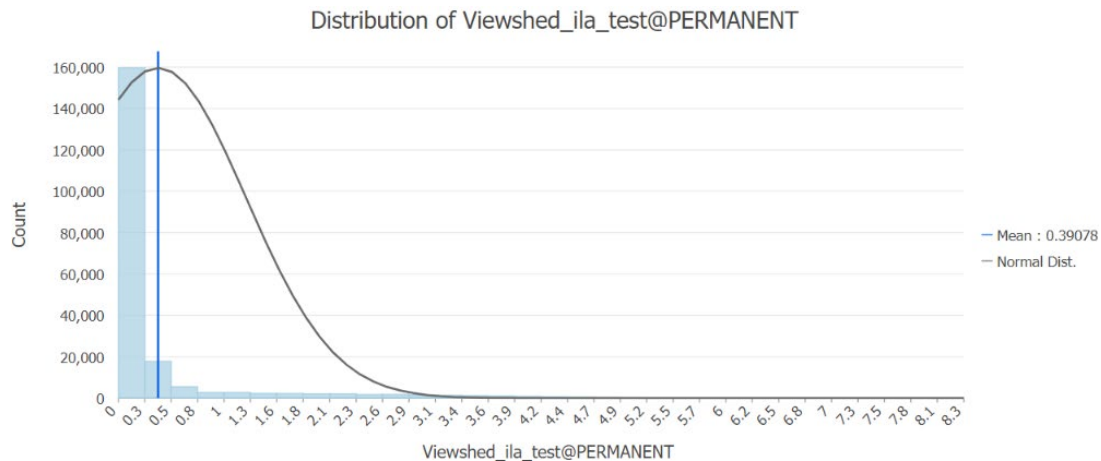
Figur 51: Histogrammet representerer eksponeringsverdien til urbane trær i området før igangsettelse av tiltakene. Egenprodusert.

Den første analysen er en representasjon av situasjonen i Ila før tiltakene ble igangsatt. Dette fungerer som en kontrollvariabel for å måle effektene som følge av fellingen av trær i området. Kartet viser til at området rundt Ilaparken innehar en generelt høy eksponering av urbane trær, mens området totalt innehar en numerisk eksponeringsverdi i gjennomsnitt på 0,40986.

2. Eliminering av tre-punkter, men ingen endring av den digitale overflatemodellen.



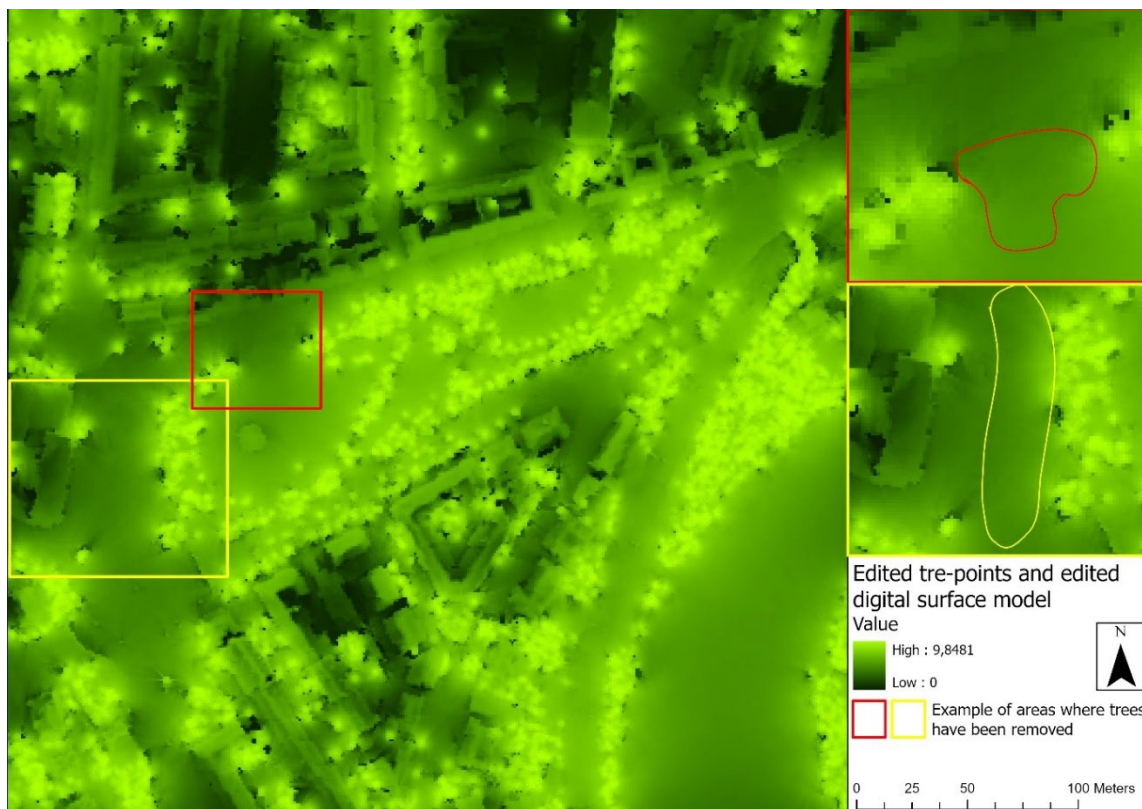
Figur 52: Kartet viser resultatet av eliminerte tre-punkter, men ubehandlet høydeinformasjon. Dette resulterer i at trærne ikke gir ut en eksponeringsverdi, men påvirker resultatet ved å blokkere for andre trær. Egenprodusert.



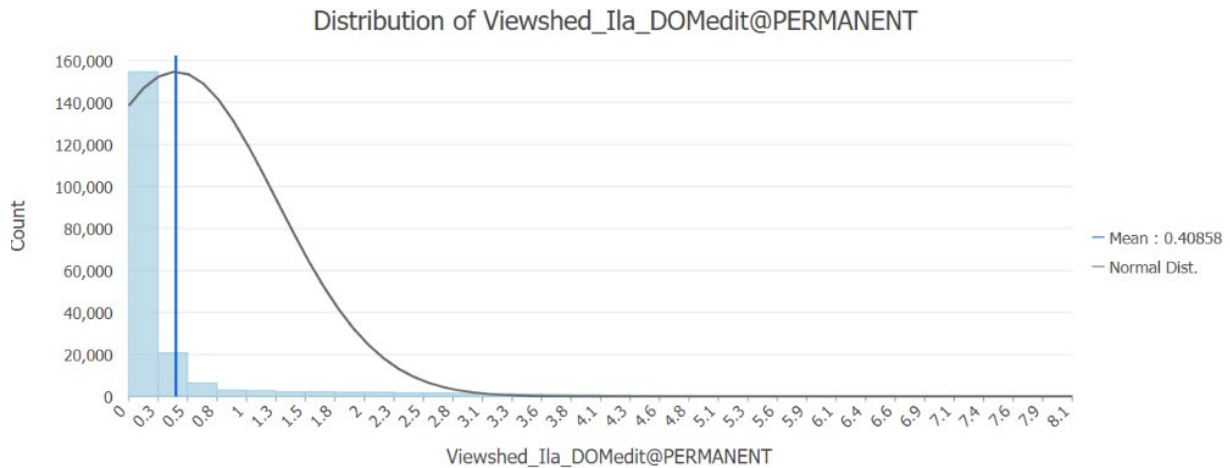
Figur 53: Histogrammet representerer verdifordelingen som følge av eliminering av tre-punkter, men uten å behandle den digitale overflatemodellen. Egenprodusert.

Formålet med inkluderingen av dette resultatet er å måle effekten av feil datagrunnlag på analyseresultatene. Kartet representerer en visuelt lavere eksponeringsverdi, spesifikt i området rundt Ila buss- og trikkestopp. Kartet viser i tillegg at behandlingen av tre-punkter har medført at trærne ikke lenger viser en eksponeringsverdi, men at de fremdeles eksisterer visuelt i resultatet som følge av uendret høydeverdi. Uendret høydeverdi medfører imidlertid at trærne fungerer som blokkerende objekter for eksponeringen av andre trær. Histogrammet indikerer at gjennomsnittsverdien reduseres ned til 0,39078 sammenlignet med den originale verdien på 0,40986.

### 3. Eliminering av tre-punkter og endring av den digitale overflatemodellen.



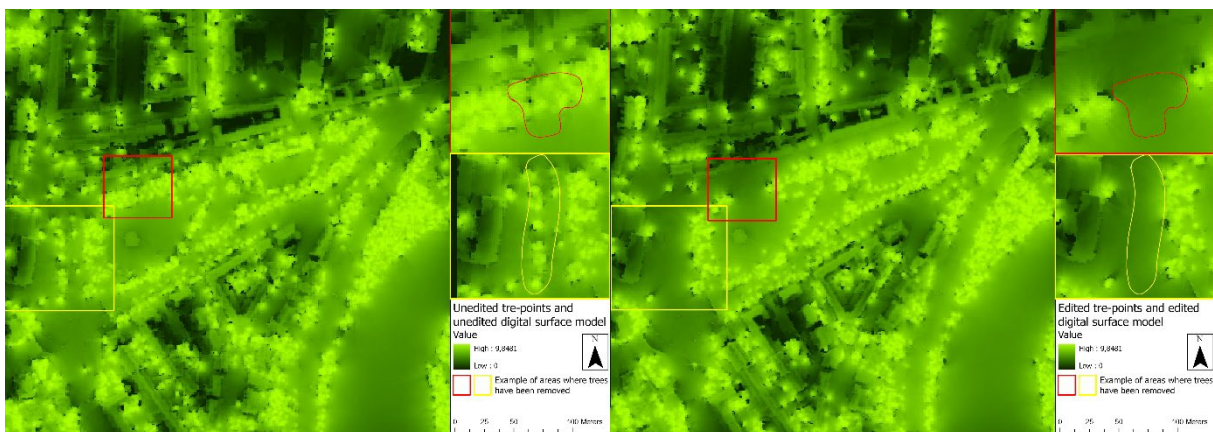
Figur 54: Kartet viser resultatet av elimineringen av tre-punkter og behandling av høydeinformasjon. De felte trærne er visuelt fjernet fra resultatene, noe som samsvarer godt med den virkelige situasjonen. Egenprodusert.



Figur 55: Histogrammet impliserer en lav reduksjon i eksponeringsverdien til urbane trær for hele studieområdet. Egenprodusert.

Behandlingen av begge datagrunnlagene viser til et representativt resultat i kartframstillingen. De felte trærne påvirker ikke lengre resultatet med hverken eksponeringsverdi eller som blokkerende objekter for andre trær. Dette viser til at rett behandling av datagrunnlag er essensielt for å få et mest mulig representativt resultat. Verdifordelingen som vises i histogrammet er imidlertid relativt likt den originale synlighetsanalysen. Med en endring i gjennomsnittsverdi fra 0,40986 til 0,40858, indikerer dette at tiltakene som har medført fellingen av trær har hatt en relativt liten påvirkning på eksponeringsverdien for området i sin helhet. Dette representerer en prosentvis endring i eksponeringsverdi tilsvarende 0,31279% som følge av fellingen av trær.

Oppsummert indikerer analysene at tiltakene som har medført fellingen av trær i Ila ikke har resultert i en større påvirkning på områdets eksponering av urbane trær. Det kan vises til at den originale synlighetsanalysens eksponeringsverdi sammenlignet med siste synlighetsanalyse innehar relativt identiske gjennomsnittsverdier. Kartenes visuelle representasjon indikerer likevel at elimineringen av trær i tiltaksområdet har resultert i en mørkere farge, og derav lavere eksponeringsverdi.



Figur 56: Oppsummert kan kartene sammenlignet vise til en reduksjon i styrke på eksponeringsverdi som følge av fellingen av trær. Imidlertid vises det til en relativt liten endring i gjennomsnittsverdi. Egenprodusert. Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning.

## 5.3 Resultater av statistiske analyser

Det er blitt gjennomført flere statistiske analyser for å forklare forholdet mellom gjennomsnittlig eksponering av urbane trær i Trondheim med en rekke sosioøkonomiske og demografiske variabler. Formålet har vært å kunne anse om det eksisterer noen assosiert sammenheng mellom tilstedeværelsen av urbane trær og visse sosioøkonomiske eller demografiske forbehold. Noen av de statistiske analysene er benyttet for å undersøke datamaterialets struktur og oppbygning, noe som vil påvirke hvilke statistiske metoder som kan anvendes. Variablene som er valgt ut for analyse er:

- Den avhengige variabelen:
  - Grid\_views = gjennomsnittlig eksponeringsverdi til urbane trær per celle. Dette representerer den avhengige variabelen.
- De uavhengige variablene:
  - Antall\_per = antall personer (befolkningstetthet) per celle.
  - Int\_snitti = gjennomsnittlig inntekt per celle.
  - For\_snittf = gjennomsnittlig formue per celle.
  - Ald\_snitta = gjennomsnittlig alder per celle.
  - Bot\_enebol = antall bosatte i enebolig eller våningshus per celle.
  - Bot\_blokk = antall bosatte i blokk eller bygård per celle.
  - Utn\_hogsko = antall med bachelorgrad per celle.
  - Utn\_hogs\_1 = antall med mastergrad eller høyere per celle.

(Geodata, 2023)

Alle variabler er representert i identiske 100x100 meter celler i et rutenett overlatt Trondheim.

I første omgang vil resultatene for statistiske metoder som kan forklare datamateriales egenskaper, struktur og oppbygning tolkes siden disse er avgjørende for hvilke statistiske metoder som kan anvendes videre. Deretter vil disse resultatene bli tatt i betraktning for å undersøke forholdet mellom den avhengige og de uavhengige variablene mer konkret.

Som forklart tidligere opereres det i denne oppgaven med to datasett, et ubehandlet og et behandlet. Det ubehandlede datasettet, som innehar celler uten befolkningsinformasjon, vil alltid presenteres først. Deretter vil resultatene av de behandlede datasettet, hvor celler uten befolkningsinformasjon er blitt fjernet, presenteres.

### 5.3.1 Cramer-von Mises test

Cramer-von Mises testen har som formål å avklare datamaterialets fordeling. Hovedformålet her er å avklare om datamateriale kan anses om normalfordelt eller ikke, siden det er et krav om normalfordeling for en rekke statistiske modeller.

Resultatet til Cramer-von Mises testen ved bruk av statistikkverktøyet Rstudio er følgende:

```
Variabel Grid_views  
omega2 = 20.307, p-value < 2.2e-16
```

```
Variabel antall_per  
omega2 = 1177.7, p-value < 2.2e-16
```

```
Variabel ald_snitta  
omega2 = 1194.8, p-value < 2.2e-16
```

Variabel bot\_enebol  
omega2 = 823.93, p-value < 2.2e-16

Variabel bot\_blokk  
omega2 = 447.2, p-value < 2.2e-16

Variabel int\_snitti  
omega2 = 1189.1, p-value < 2.2e-16

Variabel for\_snittf  
omega2 = 1187.6, p-value < 2.2e-16

Variabel utn\_hogsko  
omega2 = 984.26, p-value < 2.2e-16

Variabel utn\_hogs\_1  
omega2 = 823.77, p-value < 2.2e-16

P-verdien indikerer sannsynligheten av om datasettet er normalfordelt eller ikke. En p-verdi på under 0,05 indikerer en 95% sannsynlighet for at datasettet ikke er normalfordelt. Som resultatet viser er p-verdien for alle variablene svært liten, på <2,2e-16. Vanligvis når en p-verdi er veldig liten er det normalt innen statistikk å rapportere den som <0,001 (Gimond, 2019). Oppsummert viser resultatet en svært høy sannsynlighet for at alle variablene i datasettet ikke er normalfordelte.

For det behandlede datasettet er det sannsynlig at resultatene som indikerer fravær av normalfordeling i datamateriale vil være identiske til resultatet av det ubehandlede datasettet presentert ovenfor. For å være helt sikker er det likevel gjennomført en Cramer-von Mises test også for det behandlede datasettet:

Variabel Grid\_views  
omega2 = 12.468, p-value < 2.2e-16

Variabel antall\_per  
omega2 = 1590.8, p-value < 2.2e-16

Variabel ald\_snitta  
omega2 = 1596, p-value < 2.2e-16

Variabel bot\_enebol  
omega2 = 1108.6, p-value < 2.2e-16

Variabel bot\_blokk  
omega2 = 569.78, p-value < 2.2e-16

Variabel int\_snitti  
omega2 = 1592, p-value < 2.2e-16

Variabel for\_snittf  
omega2 = 1592, p-value < 2.2e-16

Variabel utn\_hogsko  
omega2 = 1350, p-value < 2.2e-16

Variabel utn\_hogs\_1  
omega2 = 1142.6, p-value < 2.2e-16



Som også dette resultatet viser er det ingen forskjell på resultatet av p-verdien til variablene ved eliminering av celler uten befolkningsinformasjon. Det kan imidlertid vises til endring i omega 2 verdiene for de ulike resultatene, hvor enkelte verdier har blitt redusert mens andre har økt. Dette indikerer at representasjonen av den generelle ulikheten eller avviket mellom variablene i datasettet blir påvirket av elimineringen av celler uten befolkningsinformasjon.

Siden behandlingen av datasettet er basert på eliminering av celler uten befolkningsinformasjon er det logisk at denne påvirkningen vil variere mellom de ulike variablene, og derav resultere i forskjeller i økning eller reduksjon av omega 2 verdi.

Imidlertid er det p-verdien som er den mest sentrale indikatoren for oppgavens sammenheng, og resultatet er tydelig på at det ikke forekommer normalfordeling i datamateriale. Resultatene viser derfor til at det må benyttes ikke-parametriske tester basert på karakteristikken til datasettene.

### 5.3.2 Morans I test

Morans I testen har som formål å avklare om det eksisterer romlig autokorrelasjon i datamateriale. På samme måte som formålet med Cramer-von Mises testen for undersøkelse av normalfordeling, påvirker en tilstedeværelse av romlig autokorrelasjon hvilke statistiske modeller som kan anvendes.

Resultatet til Morans I testen ved bruk av statistikkverktøyet Rstudio er følgende:

```
antall_per : Moran's I test statistic
- Index = 0.302817730618157
- Expectation = -0.000178507675830061
- Variance = 4.10391370722966e-05
antall_per : p-value = 0

ald_snitta : Moran's I test statistic
- Index = 0.449848879158578
- Expectation = -0.000178507675830061
- Variance = 4.10978259151104e-05
ald_snitta : p-value = 0

bot_enebol : Moran's I test statistic
- Index = 0.416940337463413
- Expectation = -0.000178507675830061
- Variance = 4.10351590159325e-05
bot_enebol : p-value = 0

bot_blokk : Moran's I test statistic
- Index = 0.444258361056801
- Expectation = -0.000178507675830061
- Variance = 4.09430195639047e-05
bot_blokk : p-value = 0

for_snittf : Moran's I test statistic
- Index = 0.665800104117196
- Expectation = -0.000178507675830061
- Variance = 4.10733459579509e-05
for_snittf : p-value = 0
```

```

int_snitti : Moran's I test statistic
  - Index = 0.60306380826907
  - Expectation = -0.000178507675830061
  - Variance = 4.11065823419735e-05
int_snitti : p-value = 0

utn_hogsko : Moran's I test statistic
  - Index = 0.343276640936811
  - Expectation = -0.000178507675830061
  - Variance = 4.09905454678752e-05
utn_hogsko : p-value = 0

utn_hogs_1 : Moran's I test statistic
  - Index = 0.367905055907404
  - Expectation = -0.000178507675830061
  - Variance = 4.09732862234541e-05
utn_hogs_1 : p-value = 0

Grid_views : Moran's I test statistic
  - Index = 0.331532767264452
  - Expectation = -0.000178507675830061
  - Variance = 4.10926727696706e-05
Grid_views : p-value = 0

```

Som forklart tidligere er det to verdier fra resultatene som anses som relevante: Morans I test statistikk indeks og p-verdien.

P-verdien er den samme for alle variabler, med en p-verdi på 0. Dette viser til et statistisk signifikant resultat som indikerer at alle variablene med sikkerhet innehar romlig autokorrelasjon.

Den første av Morans I test statistikken viser til styrken og retningen av den romlige autokorrelasjonen i variablene. Dette resultatet er positivt for alle variabler, noe som indikerer at datamaterialet for variablene organisert i 100x100 meter celler har en tendens til at like verdier ligger nært til hverandre i klynger. Som eksempel har variabelen «for\_snittf» som står for gjennomsnittlig formue den sterkeste verdien av variablene på 0,6658, noe som indikerer en sterk tendens til klyngedannelse av personer med høy formue i datamateriale.

I det behandlede datasettet, hvor celler uten befolkningsinformasjon har blitt eliminerte, gir Morans I testen dette resultatet:

```

antall_per : Moran's I test statistic
  - Index = 0.288252658350932
  - Expectation = -0.000208899101733863
  - Variance = 4.95129307050749e-05
antall_per : p-value = 0

ald_snitta : Moran's I test statistic
  - Index = 0.592654587017701
  - Expectation = -0.000208899101733863
  - Variance = 4.95335484294932e-05
ald_snitta : p-value = 0

bot_enebol : Moran's I test statistic

```

```

- Index = 0.381814936642794
- Expectation = -0.000208899101733863
- Variance = 4.95092051809481e-05
bot_enebol : p-value = 0

bot_blokk : Moran's I test statistic
- Index = 0.505271222718419
- Expectation = -0.000208899101733863
- Variance = 4.94136624172455e-05
bot_blokk : p-value = 0

for_snittf : Moran's I test statistic
- Index = 0.741078417159595
- Expectation = -0.000208899101733863
- Variance = 4.95172248532992e-05
for_snittf : p-value = 0

int_snitti : Moran's I test statistic
- Index = 0.752901816271889
- Expectation = -0.000208899101733863
- Variance = 4.95822078295341e-05
int_snitti : p-value = 0

utn_hogsko : Moran's I test statistic
- Index = 0.361748567495981
- Expectation = -0.000208899101733863
- Variance = 4.94522111830109e-05
utn_hogsko : p-value = 0

utn_hogs_1 : Moran's I test statistic
- Index = 0.373669580390615
- Expectation = -0.000208899101733863
- Variance = 4.94261056667016e-05
utn_hogs_1 : p-value = 0

Grid_views : Moran's I test statistic
- Index = 0.30799091523147
- Expectation = -0.000208899101733863
- Variance = 4.9589293652048e-05
Grid_views : p-value = 0

```

Dette resultatet viser identiske resultater for p-verdiene, med alle p-verdier som null. Dette indikerer tilstedeværelse av romlig autokorrelasjon også i det behandlede datasettet. Imidlertid er resultatene for indeks blitt påvirket av elimineringen av celler uten befolkningsinformasjon. Det varierer om celler har økt eller fått en reduksjon i styrken av romlig autokorrelasjon, men alle resultatene er fremdeles positive. Henholdsvis har styrken av klyngedannelse blitt redusert for variablene `antall_per`, `bot_enebol`, og `Grid_views`, mens de har økt for variablene `ald_snitta`, `bot_blokk`, `for_snittf`, `int_snitti`, `utn_hogsko`, og `utn_hogs_1`.

Med dette resultatet kan man med en viss sikkerhet slå fast at det eksisterer romlig autokorrelasjon i datasettene. Tilstedeværelsen av romlig autokorrelasjon vil ha påvirkning på videre valg av statistiske metoder for å unngå partiske eller feil resultater.

### 5.3.3 Romlig lag modell

Siden der er funn av romlig autokorrelasjon i datamaterialene medfører dette ekstra krav til gjennomføringen av statistiske analyser. I all hovedsak medfører dette behov for anvendelse av metoder og modeller som tar høyde for, og kan korrigerer for, tilstedeværelsen av romlig autokorrelasjon. Slike modeller refereres til som romlige statistiske modeller. En slik romlig statistisk modell er romlig lag modellen som er en type statistisk regresjonsmodell.

I analysen er «Grid\_views» satt som den avhengige variabel som alle de andre uavhengige variablene måles oppimot. Som omtalt tidligere representerer «Grid\_views» den gjennomsnittlige eksponeringsverdien til urbane trær per 100x100 meter celle.

	Estimate	Std. error	z-value	Pr(> z ) (P-value)
Intercept	-1.7006e-04	1.7781e-02	-0.0096	0.9923691
Antall_per	-4.1877e-03	4.4954e-04	-9.3156	< 2.2e-16 ***
Ald_snitta	3.6629e-03	9.6875e-04	3.7811	0.0001561 ***
Bot_enebol	-7.2896e-03	8.2971e-04	-8.7857	< 2.2e-16 ***
Bot_blokk	1.7425e-03	5.1324e-04	3.3951	0.0006859 ***
Int_snitti	4.9100e-08	1.4112e-07	0.3479	0.7278861
For_snittf	2.1023e-08	3.7501e-08	0.5606	0.5750661
Utn_hogsko	1.8673e-03	2.3951e-03	0.7797	0.4355923
Utn_hogs_1	2.7877e-03	2.8033e-03	0.9945	0.3200008
Grid_views_lag	9.4735e-01	2.2853e-02	41.4551	< 2.2e-16 ***
Antall_per_lag	3.7304e-03	7.4902e-04	4.9804	0.0006345 ***
Ald_snitta_lag	-2.0343e-03	1.2944e-03	-1.5716	0.1160350
Bot_enebol_lag	6.0514e-03	1.1701e-03	5.1716	0.0002321 ***
Bot_blokk_lag	-2.1405e-03	7.3741e-04	-2.9028	0.0036987 **
Int_snitti_lag	1.2354e-08	1.7394e-07	0.0710	0.9433767
For_snittf_lag	-2.6848e-08	4.5360e-08	-0.5919	0.5539221
Utn_hogsko_lag	-6.9621e-04	3.6041e-03	-0.1932	0.8468246
Utn_hogs_1_lag	-4.8834e-03	4.1081e-03	-1.1887	0.2345509

Tabell 4: Resultatene av romlig lag modell for det ubehandlede datasettet.

Resultatene viser estimater og p-verdier for både de laggede og de ikke-laggede variablene. Resultatene kan virke altomfattende, noe som gjør det nødvendig å trekke ut enkelte variabler av interesse for videre tolkning. Av alle variablene undersøkt er det tre variabler som er statistisk signifikante med en p-verdi på under 0,05 for både ikke-lagget og lagget variabeltype.

Det er variabelen bot\_enebol av de signifikante variablene som innehar den sterkeste koeffisientverdien. Som forklart tidligere representerer bot\_enebol antallet bosatt i enebolig eller våningshus. I den ikke-laggede versjonen av variabelen indikerer den med en estimert koeffisientverdi på -0,0072896 at for hver økning med en enhet i antallet som bor i eneboliger så forventes det en gjennomsnittlig reduksjon på 0,0072896 i den avhengige variabelen Grid\_views. Siden koeffisientestimatet er negativt indikerer dette en negativ sammenheng mellom antallet som bor i eneboliger og gjennomsnittlig eksponeringsverdi til urbane trær. Med en relativt lav standardfeil på 0,00082971 i forhold til estimatet indikerer dette en høy presisjon i estimatet for variabelen.

Til forskjell innehar den laggede versjonen av variabelen, bot\_enebol\_lag, et positivt koeffisientestimat på 0,0060514. Siden dette er basert på en lagget variabel, indikerer

dette en positiv sammenheng mellom antallet personer som bor i eneboliger i nærliggende områder og den gjennomsnittlige eksponeringsverdien til urbane trær i det aktuelle området. Standardfeilen for koeffisienten er her oppgitt til 0,0011701, en noe høyere standardfeil i forhold til estimatene, men som fremdeles er relativt lav sammenlignet med verdien for estimatet. Man kan derfor anta en forholdsvis god presisjon til resultatene, men en lavere presisjon enn hos den ikke-laggede versjonen av samme variabel.

For de resterende variablene er det i tillegg to variabler som er statistisk signifikante både som ikke-lagget og lagget. Den første av de to variablene er `antall_per`, antall personer per celle (befolkningstetthet), med en ikke lagget og lagget koeffisient på henholdsvis -0,0041877 og 0,0037304. Den andre av de to variablene er `bot_blokk`, som representerer antallet boende i blokk eller bygård med koeffisientverdier på 0,0017425 og -0,0021405.

For å se effektene av nullverdier vil det behandlede datasettet med de samme variablene også analyseres:

	Estimate	Std. error	z-value	Pr(> z ) (P-value)
Intercept	1.4629e-01	7.8370e-02	1.8667	0.06194
Antall_per	-4.4677e-03	4.5444e-04	-9.8311	< 2.2e-16 ***
Ald_snitta	-3.5004e-03	2.4854e-03	-1.4084	0.15901
Bot_enebol	-7.4572e-03	8.4067e-04	-8.8706	< 2.2e-16 ***
Bot_blokk	2.1061e-03	5.2780e-04	3.9904	0.06595
Int_snitti	-4.7797e-07	2.1157e-07	-2.2592	0.02387 *
For_snittf	1.2304e-07	4.9178e-08	2.5019	0.01235 *
Utn_hogsko	2.1577e-03	2.4636e-03	0.8758	0.38112
Utn_hogs_1	2.9817e-03	2.8421e-03	1.0491	0.29412
Grid_views_lag	9.2042e-01	2.5086e-02	36.6909	< 2.2e-16 ***
Antall_per_lag	4.0849e-03	7.1447e-04	5.7174	1.081e-08 ***
Ald_snitta_lag	1.7016e-03	3.1165e-03	0.5460	0.58506
Bot_enebol_lag	6.0103e-03	1.1498e-03	5.2271	0.0001722 ***
Bot_blokk_lag	-2.2255e-03	7.2257e-04	-3.0799	0.00207 **
Int_snitti_lag	5.1639e-07	2.4662e-07	2.0939	0.03627 *
For_snittf_lag	-1.1111e-07	5.6825e-08	-1.9553	0.05055
Utn_hogsko_lag	-3.2435e-03	3.5304e-03	-0.9187	0.35823
Utn_hogs_1_lag	-3.4817e-03	4.0415e-03	-0.8615	0.38897

Tabell 5: Resultatene av romlig lag modell for det behandlede datasettet.

Resultatene basert på det behandlede datasettet, hvor celler som ikke har befolkningsinformasjon er blitt fjernet, viser en påvirkning der noen av de resulterende koeffisientverdiene og p-verdiene er endret fra forrige analyse. Antallet variabler som her er signifikante både som ikke-lagget og lagget har økt fra tre til fire ved at variabelen for gjennomsnittlig inntekt (`int_snitti`) har gått fra ikke signifikant til signifikant. I tillegg kan man nevne at variabelen som representerer gjennomsnittlig formue (`for_snittf`) er veldig nær signifikant for begge variabeltyper med en p-verdi for den ikke-laggede variabelen på 0,01235, og lagget koeffisientverdi på 0,05055.

Av de variablene som er signifikante for begge variabeltyper, inkluderer dette variabelen (`antall_per`) for antallet personer per celle (befolkningstetthet), med en ikke-lagget og en lagget koeffisientverdi på henholdsvis -0,0044677 og 0,0040849. Variabelen (`bot_enebol`) for antallet boende i eneboliger eller våningshus med koeffisientverdier på -0,0074572 og

0,0060103. Variabelen (bot\_blokk) for antallet boende i blokk eller bygård med koeffisientverdi på 0,0021061 og -0,002255. I tillegg til variabelen (int\_snitti) for gjennomsnittlig inntekt med koeffisientverdier på -0,00000047797 og 0,00000051639.

Selv om variabelen for gjennomsnittlig inntekt har blitt signifikant i siste analyse med det behandlede datasettet, viser den til et svært lavt koeffisientestimat. Dette indikerer en veldig svak negativ påvirkning i forholdet mellom gjennomsnittlig inntekt og gjennomsnittlig eksponeringsverdi til urbane trær basert på den ikke-laggede variabelen. For den laggede versjonen indikerer dette en sammenheng mellom at høyere gjennomsnittlig inntekt i nærliggende områder påvirker den gjennomsnittlige eksponeringsverdien til urbane trær i det aktuelle området svakt positivt. Med standard feil oppgitt til henholdsvis 0,00000021157 for den ikke-laggede variabeltypen, og 0,00000024662 for den laggede variabel typen viser dette relativt lave standard feil i forhold til estimatene og en relativt god grad av presisjon til resultatene.

Resultatene fra det behandlede datasettet viser imidlertid at variabelen for gjennomsnittlig inntekt og variabelen for gjennomsnittlig formue kan ha en større påvirkning av nullverdier for befolkningsinformasjon, hvorav elimineringen av disse har resultert i økt statistisk signifikans for disse variablene.

### 5.3.4 Geografisk vektet regresjonsmodell

Som omtalt tidligere innehar en Geografisk vektet regresjonsmodell (GWR) både en global og en lokal beregning av koeffisientestimer. Dette kan gi en bredere innsikt i bredden av variasjoner som forekommer i datasettet. Tanken er at det geografiske datamaterialet i henhold til sin romlige autokorrelasjon ikke er konstant, men innehar variasjon som kan være gunstig å avdekke.

Resultatene som presenteres her kan være omfattende. De viktigste parameterne vil tas ut av modellen for å danne en enklere forståelse og sammenligningsgrunnlag. I likhet med de forrige analysene vil den første modellen benytte det ubehandlede datasettet som grunnlag og har variabelen Grid\_views, som representerer gjennomsnittlig eksponering av urbane trær, som avhengig variabel.

Det komplette resultatet til en GWR-analyse ved bruk av statistikkverktøyet Rstudio er følgende:

```
*****
*                               Package   GWmode1                               *
*****

Dependent (y) variable:  Grid_views
Independent variables:  antall_per ald_snitta bot_enebol bot_blokk for_snit
tf int_snitti utn_hogsko utn_hogs_1
Number of data points: 5603

*****
*                               Results of Global Regression                               *
*****

Residuals:
Min -0.65681 1Q -0.17261 Median -0.03224 3Q 0.13843 Max. 0.99716
```

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t ) (P-value)
--	----------	------------	---------	--------------------

Intercept	0.2919801	0.0087144	33.505	< 2e-16 ***
Antall_per	0.0200208	0.0109289	1.832	0.06702
Ald_snitta	0.0284877	0.0204023	1.396	0.16268
Bot_enebol	-0.0131677	0.0047469	-2.774	0.00556 **
Bot_blokk	-0.0216777	0.0043416	-4.993	6.12e-07 ***
For_snittf	0.0189699	0.0083572	2.270	0.02325 *
Int_snitti	0.0006185	0.0099306	0.062	0.95034
Utn_hogsko	-0.1724852	0.0187236	-9.212	< 2e-16 ***
Utn_hogs_1	0.0622311	0.0131766	4.723	2.38e-06 ***

---Significance stars  
Signif. Codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1  
Residual standard error: 0.2441 on 5594 degrees of freedom  
Multiple R-squared: 0.1785  
Adjusted R-squared: 0.1773  
F-statistic: 151.9 on 8 and 5594 DF, p-value: < 2.2e-16

\*\*\*Extra Diagnostic information  
Residual sum of squares: 333.2491  
Sigma(hat): 0.2439224  
AIC: 108.0226  
AICC: 108.0619  
BIC: -5342.356

\*\*\*\*\*  
\* Results of Geographically Weighted Regression \*  
\*\*\*\*\*

\*\*\*\*\*Model calibration information\*\*\*\*\*  
Kernel function: bisquare  
Adaptive bandwidth: 108 (number of nearest neighbours)  
Regression points: the same locations as observations are used.  
Distance metric: Euclidean distance metric is used.

\*\*\*\*\*Summary of GWR coefficient estimates:\*\*\*\*\*

	Min.	1st Qu.	Median	3rd Qu.	Max.
Intercept	-31.8933714	0.1928867	0.3137549	0.4639561	27.7693
Antall_per	-0.8598411	-0.1260171	0.0100142	0.1014733	0.6550
Ald_snitta	-20.4712792	-0.8985036	-0.1465872	0.3918080	12.0461
Bot_enebol	-1.8935393	-0.0367298	0.0378877	0.1376979	3.0532
Bot_blokk	-2.2971332	-0.0555799	0.0051189	0.0730877	1.1215
For_snittf	-7.4528231	-0.1925988	0.0178860	0.2096932	10.8267
Int_snitti	-6.0548063	-0.1615988	0.0374081	0.2721087	10.5820
Utn_hogsko	-5.9847953	-0.4024047	-0.0976280	0.2014032	5.1173
Utn_hogs_1	-6.0853477	-0.3351666	-0.0800033	0.1693834	4.5849

\*\*\*\*\*Diagnostic information\*\*\*\*\*  
Number of data points: 5603  
Effective number of parameters (2trace(S) - trace(S'S)): 1037.296

Effective degrees of freedom (n-2trace(S) + trace(S'S)): 4565.704  
 AICC (GWR book, Fotheringham, et al. 2002, p. 61, eq 2.33): -1732.936  
 AIC (GWR book, Fotheringham, et al. 2002, GWR p. 96, eq. 4.22): -2849.698  
 BIC (GWR book, Fotheringham, et al. 2002, GWR p. 61, eq. 2.34): -2140.946  
 Residual sum of squares: 170.1973  
 R-square value: 0.5804222  
 Adjusted R-square value: 0.4850761

\*\*\*\*\*

Tabell 6: Resultatene av den geografiske vektete regresjonsmodellen for det ubehandlede datasettet.

Som følge av GWR modellens altomfattende egenskaper vil det trekkes ut de mest relevante parameterne og informasjonen fra resultatet. Modellen kan inndeles i to seksjoner, en med resultatene for den globale modellen og en for resultatene av den lokale variasjonen i modellen.

Før de viktigste resultatene trekkes ut kan man bemerke hvilke resultater som modellen har funnet som statistisk signifikante. Med unntak av konstantleddet (intercept), som er en kontrollvariabel hvor alle uavhengige variabler er satt til null (Zach, 2021b), er det variablene bot\_enebol, bot\_blokk, for\_snittf, utn\_hogsko, og utn\_hogs\_1 som her er statistisk signifikante. Felles for alle variabler er forholdsvis lave standardfeil, noe som indikerer en tilstrekkelig god presisjon for estimatene. I tillegg har alle generelt lave p-verdier. Disse variablene vil brukes som sammenligningsgrunnlag, mens de ikke-signifikante variablene vil forkastes.

	Min.	1 kvintil	Median	3 kvintil	Maks	Global
Intercept	-31.8933714	0.1928867	0.3137549	0.4639561	27.7693	0.2919801
Bot_enebol	-1.8935393	-0.0367298	0.0378877	0.1376979	3.0532	-0.0131677
Bot_blokk	-2.2971332	-0.0555799	0.0051189	0.0730877	1.1215	-0.0216777
For_snittf	-7.4528231	-0.1925988	0.0178860	0.2096932	10.8267	0.0189699
Utn_hogsko	-5.9847953	-0.4024047	-0.0976280	0.2014032	5.1173	-0.1724852
Utn_hogs_1	-6.0853477	-0.3351666	-0.0800033	0.1693834	4.5849	0.0622311

Tabell 7: Fremheving av de statistisk signifikante variablene i GWR-modellen basert på det ubehandlede datasettet.

Ved å samle informasjonen for de signifikante variablene i en tabell kan det vise en enklere oversikt over den globale koeffisientestimatverdien i tillegg til variasjonen som kan ses innad i studieområdet.

Med unntak av intercept, er det variabelen som representerer antallet med bachelorgrad (utn\_hogsko) som har den sterkeste koeffisientverdien globalt med en verdi på -0,173. Ved å sammenligne med de lokale variasjonene kan man imidlertid se til at koeffisientestimatene varierer mellom -5,985 og 5,117 basert på ulike områder innad i studieområdet. Dette gir et innblikk i hvor stor variasjon det kan være lokalt i datamateriale.

Ser man til de andre signifikante variablene viser de en lavere global koeffisientverdi sammenlignet med utn\_hogsko. Imidlertid kan man se at enkelte av variablene kan inneha en større variasjon i de lokale koeffisientestimatene, som for eksempel variabelen som representerer gjennomsnittlig formue (for\_snittf). Dette viser til at selv om det globale koeffisientestimatet for en variabel kan være lavere, basert på hele studieområdet, så kan variasjonen i de lokale koeffisientestimatene være større.



I likhet med gjennomføringen av de andre analysemodellene vil det også her gjennomføres en GWR modell for det behandlede datasettet.

```
*****
*                               Package   GWmodel                               *
*****
```

```
Dependent (y) variable:  Grid_views
Independent variables:  antall_per ald_snitta bot_enebol bot_blokk for_snittf
int_snitti utn_hogsko utn_hogs_1
Number of data points: 4788
```

```
*****
*                               Results of Global Regression                               *
*****
```

```
Residuals:
Min -0.65604 1Q -0.15367 Median -0.02298 3Q 0.13307 Max 0.95284
```

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t ) (P-value)
Intercept	1.553375	0.159171	9.759	< 2e-16 ***
Antall_per	-0.002582	0.011731	-0.220	0.825777
Ald_snitta	-0.187533	0.038564	-4.863	1.19e-06 ***
Bot_enebol	-0.006351	0.004615	-1.376	0.168859
Bot_blokk	-0.013360	0.004302	-3.105	0.001911 **
For_snittf	0.037273	0.010809	3.448	0.000569 ***
Int_snitti	-0.052156	0.013882	-3.757	0.000174 ***
Utn_hogsko	-0.173622	0.018910	-9.181	< 2e-16 ***
Utn_hogs_1	0.070238	0.012914	5.439	5.63e-08 ***

```
---Significance stars
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
Residual standard error: 0.2319 on 4779 degrees of freedom
Multiple R-squared: 0.2017
Adjusted R-squared: 0.2004
F-statistic: 151 on 8 and 4779 DF, p-value: < 2.2e-16
```

```
***Extra Diagnostic information
Residual sum of squares: 256.9102
Sigma(hat): 0.2316884
AIC: -397.8212
AICc: -397.7752
BIC: -5036.344
```

```
*****
*                               Results of Geographically weighted Regression                               *
*****
```

```
*****Model calibration information*****
kernel function: bisquare
Adaptive bandwidth: 96 (number of nearest neighbours)
Regression points: the same locations as observations are used.
Distance metric: Euclidean distance metric is used.
```

\*\*\*\*\*Summary of GWR coefficient estimates:\*\*\*\*\*

	Min.	1st Qu.	Median	3rd Qu.	Max.
Intercept	-1.1055e+03	-5.9621e+00	9.0690e-01	6.9886e+00	495.1791
Antall_per	-8.3389e-01	-1.5709e-01	-1.2910e-03	1.0013e-01	0.7513
Ald_snitta	-4.6107e+01	-1.1609e+00	-2.2846e-01	6.3337e-01	127.6183
Bot_enebol	-2.1850e+00	-5.4299e-02	3.2516e-02	1.3610e-01	5.6443
Bot_blokk	-9.6979e-01	-5.6549e-02	6.6365e-03	8.1176e-02	1.7072
For_snittf	-1.0505e+01	-2.3330e-01	4.0339e-02	2.8425e-01	14.5479
Int_snitti	-2.5914e+01	-5.2633e-01	6.1527e-03	6.1871e-01	42.9694
Utn_hogsko	-1.0193e+01	-4.2434e-01	-7.3621e-02	2.5105e-01	5.3046
Utn_hogs_1	-6.1760e+00	-3.8007e-01	-8.7829e-02	1.8827e-01	5.0094

\*\*\*\*\*Diagnostic information\*\*\*\*\*

Number of data points: 4788  
 Effective number of parameters (2trace(S) - trace(S'S)): 944.4252  
 Effective degrees of freedom (n-2trace(S) + trace(S'S)): 3843.575  
 AICC (GWR book, Fotheringham, et al. 2002, p. 61, eq 2.33): -1903.463  
 AIC (GWR book, Fotheringham, et al. 2002, GWR p. 96, eq. 4.22): -2947.151  
 BIC (GWR book, Fotheringham, et al. 2002, GWR p. 61, eq. 2.34): -2081.131  
 Residual sum of squares: 129.3423  
 R-square value: 0.5981084  
 Adjusted R-square value: 0.4993318

\*\*\*\*\*

Tabell 8: Resultatene av den geografiske vektete regresjonsmodellen for det behandlede datasettet.

Til forskjell fra forrige analyse, viser analysen av det behandlede datasettet til endringer på hvilke variabler som er statistisk signifikante. Med unntak av intercept er det variablene ald\_snitta, bot\_blokk, for\_snittf, int\_snitti, utn\_hogsko, og utn\_hogs\_1 som er signifikante ved bruk av det behandlede datasettet. Blant annet kan man se til at variabelen som representerer antallet boende i eneboliger (bot\_enebol), har gått fra å være signifikant i forrige analyse til å bli ikke-signifikant. Imidlertid har variablene som representerer gjennomsnittlig alder (ald\_snitta) og gjennomsnittlig inntekt (int\_snitti) blitt signifikante.

Generelt for alle de signifikante variablene har de en forholdsvis lav standardfeil, noe som tilsier at presisjonen til estimatresultatene er tilstrekkelig gode. Alle de signifikante variablene har i tillegg gode p-verdien godt innenfor signifikansgrensen på 0,05.

Variablene markert med stjerne (\*) indikerer hvilke variabler som har vært statistisk signifikante i begge analysene ved bruk av begge datasett.

	Min.	1st Qu.	Median	3rd Qu.	Max.	Global
Intercept	-1105.5	-5.9621	0.9069	6.9886	495.1791	1.553375
Ald_snitta	-46.107	-1.1609	-0.22846	0.63337	127.6183	-0.187533
Bot_blokk *	-0.96979	-0.056549	0.0066365	0.081176	1.7072	-0.013360
For_snittf *	-10.505	-0.2333	0.040339	0.28425	14.5479	0.037273
Int_snitti	-25.914	-0.52633	0.0061527	0.61871	42.9694	-0.052156
Utn_hogsko *	-10.193	-0.42434	-0.073621	0.25105	5.3046	-0.173622
Utn_hogs_1 *	-6.176	-0.38007	-0.087829	0.18827	5.0094	0.070238

Tabell 9: Fremheving av de statistisk signifikante variablene i GWR-modellen basert på det behandlede datasettet.

Alle variabler har blitt påvirket gjennom behandlingen av datamaterialet. De globale koeffisientverdiene har blitt påvirket, men uten å inneha større forskjeller sammenlignet med det ubehandlede datasettet. Imidlertid kan man se til en større endring i variasjonene i de lokale koeffisientestimer.

Av de signifikante variablene, med unntak av intercept, er det her gjennomsnittlig alder (ald\_snitta) som indikerer den sterkeste globale koeffisientverdien, med en verdi på -0,188. Man kan imidlertid se til at variasjonen i lokale koeffisientestimer er blitt markant større, med en forskjell mellom -46,107 og 127,618 i siste analyse til forskjell fra en verdibredde på -20,471 og 12,046 i første GWR analyse.

Også andre variabler har fått en større økning i verdibredde. Det kan tolkes flere mulige forklaringer for dette. Det kan vise til at elimineringen av celler uten befolkningsinformasjon har styrket den lokale variasjonen som oppfattes i modellen, ved at enkelte områder har fått en sterkere koeffisientverdi som følge av færre nullverdier i nærliggende celler. Potensielt kan det også være som resultat av at celler med mer ekstreme verdier blir mer betydningsfulle som følge av behandlingen av datasettet, hvorav dette påvirker beregningen av naboceller i modellen. I tillegg kan det også være et resultat av at beregningsmetoden i GWR modellen påvirkes av endringer i datasettet, noe som kan påvirke resultatene.

Ved en slik påvirkning av resultatene medfører dette imidlertid en større usikkerhet knyttet til verdiene som modellen presenterer. For å anse kvaliteten til de to gjennomførte GWR modellene kan det derfor være hensiktsmessig å sammenligne den diagnostiske informasjonen.

Som forklart tidligere innehar modellene diagnostisk informasjon som blant annet kan fremheve robusthet og modelltilpasning til de gjennomførte GWR analysene. Det er i hovedsak tre indikatorer som er relevante å sammenligne her, R-kvadratverdien, den justerte R-kvadratverdien, og AIC-verdien. Disse indikatorene kan samlet gi et innblikk i hvor god modellen er tilpasset datasettene som analyseres, og kan potensielt gi en forståelse for hvilke datasett som modellen klarer å analysere best. Disse indikatorene angis både for den globale beregningen og de lokale beregningene i GWR modellen.

Den globale multiple R-kvadratverdien er høyere for det behandlede datasettet med en verdi på 0,2017, til forskjell fra 0,1785 for det ubehandlede datasettet. Dette indikerer at det behandlede datasettet viser en bedre tilpasning til modellen og en høyere forklaringskraft av den globale variasjonen. Forskjellene i verdi er imidlertid relativt liten.

En annen indikator er den justerte R-kvadratverdien, som måler R-kvadratverdien basert på antallet variabler i modellen. Verdiresultatet blir her redusert ved inkludering av variabler som ikke bidrar til forbedringer i modellen. Også her viser det behandlede

datasettet en høyere verdi på 0,2004 sammenlignet med det ubehandlede datasettet på 0,1773, noe som viser til en litt bedre global tilpasning av det behandlede datasettet i henhold til modellen.

Den globale AIC-verdien, som representerer en verdi basert på modelltilpasning og kompleksitet, viser til at det behandlede datasettet har en bedre tilpasning til modellen med en verdi på -397,82 sammenlignet med en verdi på 108,02 for det ubehandlede datasettet. En lavere AIC-verdi indikerer her et bedre resultat.

Ser man til den lokale R-verdien vises det også her til at det behandlede datasettet innehar en høyere verdi på 0,5981 sammenlignet med en verdi på 0,5804 for det ubehandlede datasettet. Dette resultatet foreslår derav at det behandlede datasettet gir en bedre tilpasning på det lokale nivået, selv om forskjellen i verdier er relativt liten.

Det samme gjelder også for den lokale justerte R-kvadratverdien. Med en høyere verdi på 0,4993 for det behandlede datasettet, og en lavere verdi på 0,4851 for det ubehandlede datasettet, indikerer dette at det behandlede datasettet har en bedre tilpasning også når antallet variabler tas høyde for.

Til sist kan man se til den lokale AIC verdien. Også her viser det behandlede datasettet til en lavere lokal AIC-verdi på -2947,151 sammenlignet med -2849,686 for det ubehandlede datasettet. Dette viser til at det behandlede datasettet også på et lokalt nivå er bedre tilpasset modellen.

Oppsummert viser derfor modellenes diagnostiske informasjon til at det behandlede datasettet generelt er bedre tilpasset GWR modellen og gir derav et noe bedre resultat. Forskjellene i de fleste indikatorene er imidlertid små, noe som tilsier at begge datasett har en relativ lik tilpasningsevne til GWR modellen. Derfor vil det tolkes som at begge datasett i henhold til GWR modellen kan være relativt like i kvaliteten på resultatene som beregnes, selv for forskjellene som fremheves i resultatene som følge av behandlingen av datamateriale.

### 5.3.5 Visualisering av resultater

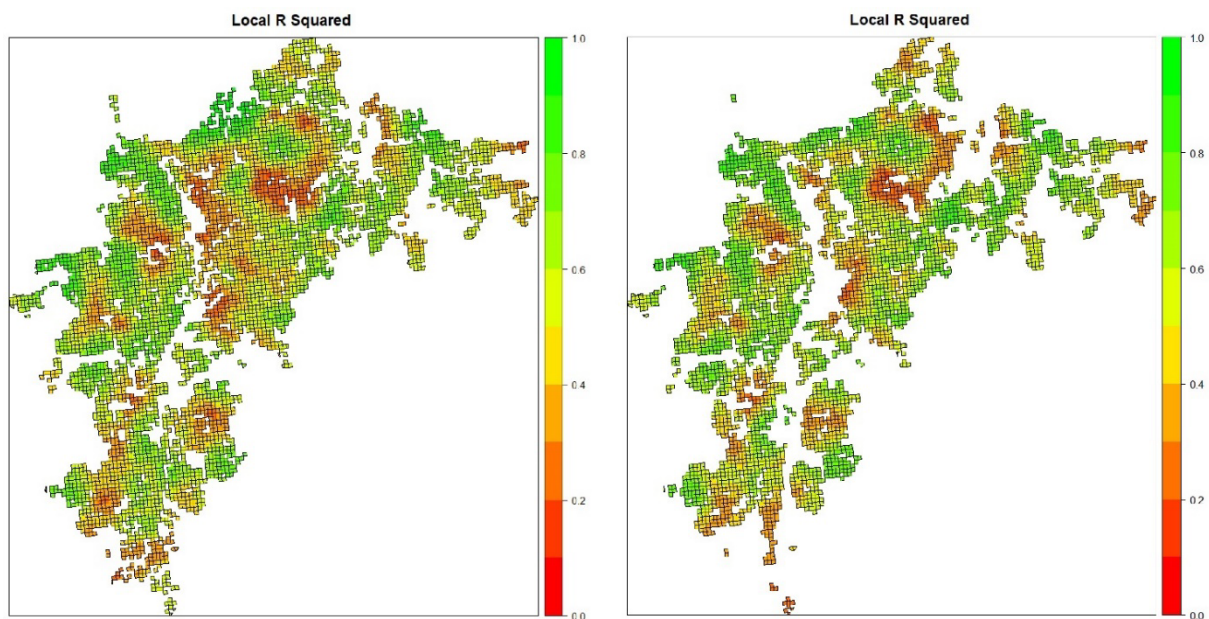
Som omtalt tidligere representerer R-kvadratverdien andelen variasjon i den avhengige variabelen som kan forklares av de uavhengige variablene. R-kvadratverdien kan vise til lokale forskjeller i modellens forklaringskraft mellom ulike områder. Dette kan vise til hvor godt modellen lykkes i å forklare variasjonen mellom variablene i ulike lokasjoner fordelt i studieområdet. Enkelte områder kan inneha en høy R-kvadratverdi, noe som indikerer at modellen og de inkluderte variablene lykkes godt i å forklare variasjonen som eksisterer mellom den avhengige variabelen og de uavhengige variablene. Andre områder kan i kontrast inneha lave R-kvadratverdier, noe som kan tilsa at modellen og de inkluderte variablene ikke klarer å forklare variasjonen mellom variablene. Dette kan antyde at det eksisterer andre effekter som modellen ikke klarer å ta høyde for som påvirker variasjonen for den avhengige variabelen i disse områdene.

Summert kan en visualisering av den lokale R-kvadratverdien vise til hvor modellen er godt tilpasset datamateriale og hvor modellen ikke klarer å forklare variasjonen mellom variablene.

For å oppnå en best mulig fremstilling og sammenligningsgrunnlag av kartene og deres verdifordeling, er det her valgt å spesifisere verdibredden mellom 0.0 og 1.0. Det bemerkes

likevel at det behandlede datasettet, ved å fjerne celler uten befolkningsinformasjonen, så reduseres den lokale R-kvadratverdien ned fra 1.0 til  $\sim 0.9$ . Verdibredden må derfor spesifiseres for ikke å resultere i ulike fargeskalaer, noe som ville gjort kartene misvisende og vanskelig å anvende som sammenligningsgrunnlag.

Siden denne oppgaven opererer med to datasett, vil det her representeres to kartrepresentasjoner av den lokale R-kvadratverdien. Felles for alle kart vil det ubehandlede datasettet alltid representeres til venstre, og det behandlede datasettet alltid representeres til høyre.



Figur 57: Variasjon i lokal R-kvadratverdi for de to datasettene. Egenprodusert. Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning.

Ved en reduksjon i R-kvadratverdien for det behandlede datasettet indikerer dette en nedgang i modellens forklaringskraft mellom den avhengige og de uavhengige variablene. Mer spesifikt kan man se til at området Brattøra innehar en veldig høy R-kvadratverdi, hvorav flere celler representerer verdien 1,0. Brattøra er et område som også innehar flere celler uten befolkningsinformasjon, og blir som følge av dette eliminert i behandlingen av datasettet. En mulig sammenheng som kan forklare hvorfor Brattøra spesifikt innehar de høyeste lokale R-kvadratverdiene er at dette området har flere nullverdier for både den avhengige variabelen og de uavhengige variablene. En kombinasjon av nullverdier for den avhengige variabelen og de uavhengige variablene ser dermed ut til å resultere i en perfekt R-kvadratverdi på 1,0.

Fordelingen av den lokale R-kvadratverdien i begge datasett er relativt like. Det kan imidlertid antydes at det forekommer noe variasjon i styrken hos celler i enkelte områder, hvor det behandlede datasettet indikerer en svak økning i den lokale R-kvadratverdien i enkelte områder. Det antydes også at områder som har blitt mer isolerte som følge av behandlingen av datasettet har fått en lavere R-kvadratverdi. Spesifikt kan dette antydes for området helt sør i kartet. Elimineringen av celler medfører en påvirkning av informasjonsinnholdet i datamaterialet, noe som igjen kan påvirke beregningen til modellen og resultatene den kan fremvise. Dette er en uønsket konsekvens, men likevel en nødvendighet for å kunne sammenligne effektene av nullverdiens påvirkning på

modellens resultater. Dette er likevel en konsekvens som bør betraktes ved tolkingen av resultatene.

Generelt kan det vises til at områdene Øya-Sluppen og området Valentinlyst innehar en lavere R-kvadratverdi, noe som indikerer en svakere forklaringskraft mellom variablene i modellen i disse områdene. Den lave R-kvadratverdien tilsier at variasjonen i den avhengige variabelen ikke forklares godt av modellen og at det kan være andre romlige prosesser som påvirker den avhengige variabelen som modellen ikke lykkes å fange opp. Til forskjell, med unntak av Brattøra, indikerer områder som blant annet Sverresborg og deler av Midtbyen en høyere R-kvadratverdi. Modellen lykkes dermed i større grad å forklare variasjonen mellom variablene i disse områdene.

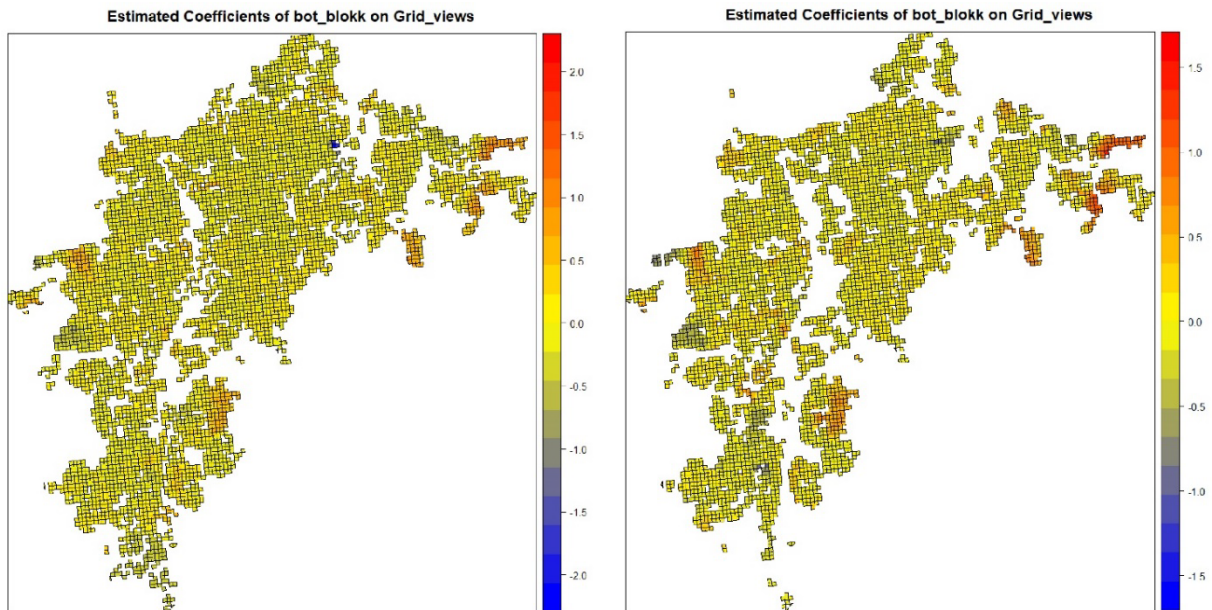
Totalt sett viser de to kartene til en større lokal variasjon i R-kvadratverdi for begge datasettene. Dette kan tolkes som å underbygge relevansen av romlige statistiske modeller som kan ta høyde for de lokale variasjonene som eksisterer i datamaterialet.

Videre visualiseres den lokale variasjonen av koeffisientestimer for variablene. Den lokale fordelingen av estimer kan vise til hvordan estimatenes styrke og retning varierer på tvers av studieområdet. Siden estimatene er beregnet separat for hver variabel, til forskjell fra R-kvadratverdien som er en felles beregning for hele modellen, så må hver variabel visualiseres individuelt. For å avgrense oppgavens omfang er de fire variablene som har vist å være signifikante for begge datasett som vil visualiseres:

- Bot\_blokk, som representerer antallet som bor i blokker eller bygårder per celle.
- For\_snittf, som representerer gjennomsnittlig formue per celle.
- Utn\_hogsko, som representerer antallet med utdanning på bachelornivå per celle.
- Utn\_hogs\_1, som representerer antallet med utdanning på masternivå eller høyere per celle.

Som omtalt tidligere har det vært utfordringer tilknyttet en god visualisering av variasjonen i koeffisientestimer. Samlet sett betyr disse utfordringene at de lokale koeffisientestimaterne ikke kan visualiseres optimalt. I visualiseringen er det valgt en løsning hvor 0 settes som midtpunkt for å best mulig visualisere verdienes avvik fra nullverdien. Videre vil kartene inneha et identisk antall intervaller for en best mulig fremvisning av en identisk fargeskala. Dette betyr imidlertid at verdibreddene til kartene vil være ulike, noe som må tas hensyn til i sammenligningen av deres visuelle fremstilling.

De lokale koeffisientestimaterne til variabelen `bot_blokk`, som representerer antallet som bor i blokker eller bygårder per celle:



Figur 58: En visualisering av variasjonen i lokale koeffisientestimater for variabelen `bot_blokk`. Egenprodusert. Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning.

Det er viktig å bemerke forskjellen i verdibredde for de to kartene. Verdibreddens forskjell på rundt 0,5 resulterer i ulike fargeskalaer for kartene. Dette er som følge av at verdibredden varierer mellom datasettene, hvorav verdien for det sterkeste lokale koeffisientestimater for det ubehandlede datasettet er -2,30, mens det sterkeste lokale koeffisientestimater for det behandlede datasettet er på 1,71. Dette tas med i betraktningen av resultatene.

Ved å sammenligne variasjonen i lokale koeffisientestimater for variabelen `bot_blokk`, viser det til at mange områder har en relativt svak assosiert effekt på eksponeringen til urbane trær. Selv for enkelte konturer av fargevariasjon i kartene, så representeres en større andel av studieområdet med fargen gul, som indikerer koeffisientestimater rundt null. Dette kan forklares ved at den globale koeffisientverdien er veldig svak for begge datasett. For det ubehandlede datasettet ligger det globale estimatet på -0,02, mens det behandlede datasettet viser en verdi på -0,01. Dette indikerer at det globalt ikke er veldig sterk assosiert effekt mellom variablene som undersøkes.

Det forekommer likevel enkelte områder av interesse i datasettet. Ser man nærmere på de områdene som viser sterkere lokale estimater, kan man blant annet se til at området Leangen har celler med forholdsvis sterke negative estimatverdier. For det ubehandlede datasettet oppgis det sterkeste negative estimatet til -2,30, noe som kan antyde forholdsvis sterke verdiceller sammenlignet med det globale gjennomsnittet. For det behandlede datasettet har verdien for den sterkeste negative cellen blitt redusert med en oppgitt verdi på -0,97. Dette viser til en mindre ekstrem uteliggende verdicelle sammenlignet med det globale gjennomsnittet. Det er celler i cirka samme område som også her viser den sterkeste negative assosiasjonen mellom variablene.

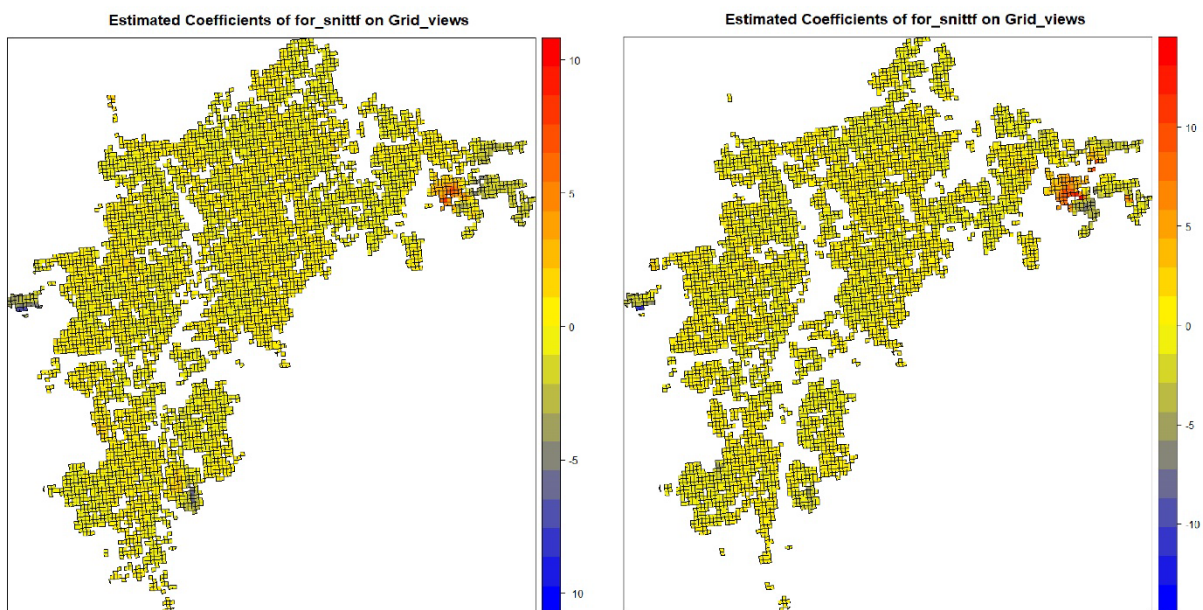
Ser man imidlertid til det lokale R-kvadratverdikartet vises det her til at cellene rundt Leangen området innehar en relativt svak forklaringskraft. For det ubehandlede datasettet

viser den til en R-kvadratverdi for området på mellom 0,3 til 0,6, mens området i det behandlede kartet viser til en noe større andel av R-kvadratverdier rundt 0,2 til 0,4.

I kontrast kan man se til at de sterkeste positive estimatene foreligger i hovedsak øst i studieområdet. I området rundt Ranheim forekommer det sterke positive estimatverdier for begge datasettene. Sammen med en relativt høy lokal R-kvadratverdi så fremstår det her at modellen klarer å forklare denne variasjonen tilstrekkelig godt. Imidlertid viser celler helt nord-øst i området til lavere R-kvadratverdier. De sterkeste verdiene for datasettene i positiv estimatretning er henholdsvis 1,12 for det ubehandlede datasettet, og en verdi på 1,71 for det behandlede datasettet. Dette viser at behandlingen av datasettet har resultert i en forflytting av verdier, ved at det behandlede datasettet har fått en redusert estimatstyrke negativt, men en økt positiv estimatstyrke.

Oppsummert viser dette til en global lav estimert effekt mellom den uavhengige variabelen `bot_blokk` og den avhengige variabelen `Grid_views`. Imidlertid viser resultatene til enkelte sterkere utliggende celler som viser sterkere assosiasjoner lokalt innenfor enkelte områder. Sammenlignet med de lokale R-kvadratverdiene kan dette vise til estimatenes pålitelighet i forhold til modellens forklaringskraft.

De lokale koeffisientestimatene til `for_snittf`, som representerer gjennomsnittlig formue per celle:



Figur 59: En visualisering av variasjonen i lokale koeffisientestimatere for variabelen `for_snittf`. Egenprodusert. Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning.

Verdibredden mellom minimums- og maksimums estimatverdiene er større for `for_snittf` sammenlignet med `bot_blokk`. Det eksisterer også forskjeller mellom verdibredden basert på de ulike datasettene, med en forskjell på rundt 5 i verdi. Både størrelsen av verdibredden og forskjellene mellom verdibreddene basert på datasett kan vise til en større forekomst av ekstreme utliggende verdier i variablene. Som følge av forekomsten av ekstreme utliggende verdier påvirker dette verdibredden og derav fargeskalaen som representeres i kartet. Effekten av dette kan være at mer av kartet indikeres som gult,



altså ingen assosiert effekt mellom variablene, selv for at enkelte celler kan inneha en estimatverdi som indikerer en relativ assosiert effekt.

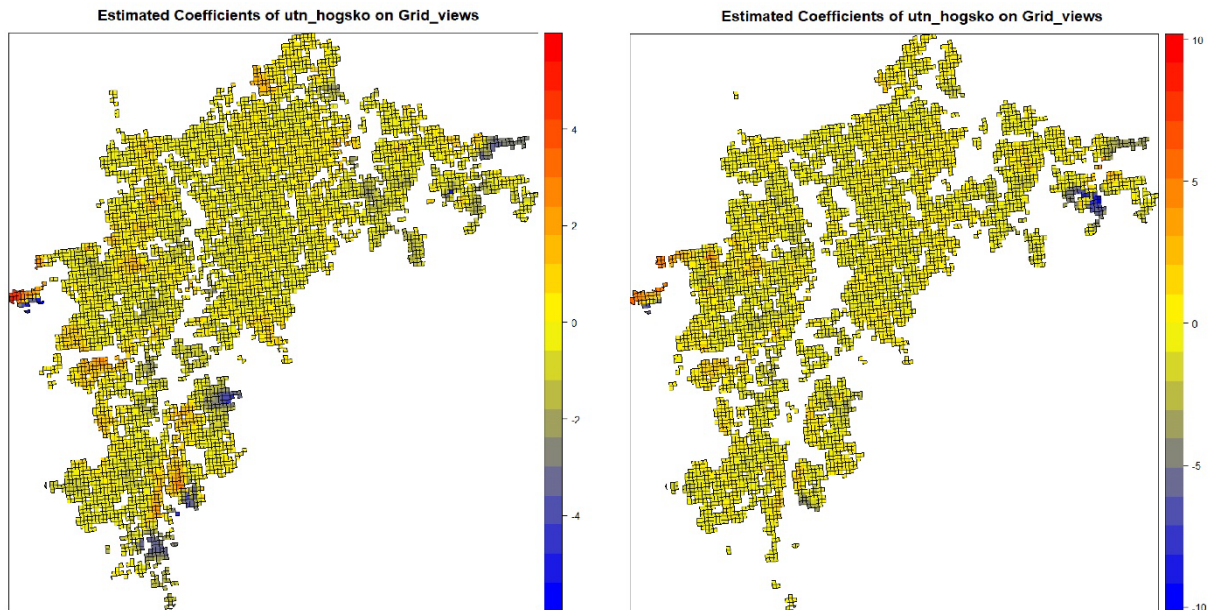
Selv for kartets potensielle svakheter i å vise lokale variasjoner tilstrekkelig, viser det til hvor de sterkeste estimatverdiene er lokalisert. De sterkeste negative estimatene er lokalisert i Lian området. Med en minimumsestimatverdi på  $-7,45$  for det ubehandlede datasettet, og  $-10,51$  for det behandlede datasettet, med et globalt estimat på henholdsvis  $0,02$  og  $0,04$ , impliserer dette veldig sterke negative assosiasjoner mellom gjennomsnittlig formue og gjennomsnittlig eksponeringsverdi til urbane trær. Det er verdt å bemerke at Lian-området er lokalisert relativt nært til bymarka. Bymarka er et skogområde med mange trær, men som ikke er inkludert i grunnlaget for analysen siden dette skogområdet ligger utenfor Trondheims tettstedsgrense. Dette kan derav påvirke resultatene som forekommer for området.

Sammenligner man Lian området med resultatene som vist i kartet over den lokale R-kvadratverdien, kan det tyde til at området innehar en relativt god forklaringskraft i henhold til GWR modellen. Med en lokal R-kvadratverdi mellom  $0,5$  og  $1,0$  for begge datasett viser dette til at modellen klarer å forklare variasjonen mellom variablene forholdsvis bra.

De sterkeste lokale koeffisientestimatene for begge datasett forekommer i Vikåsen området lengre øst i studieområdet. Med en maksimumsestimatverdi på  $10,83$  for det ubehandlede datasettet og  $14,55$  for det behandlede datasettet, viser dette til svært sterke uteliggere i den lokale estimatvariasjonen. Det er med andre ord på Vikåsen den assosierte effekten mellom høyere gjennomsnittlig formue og høyere eksponeringsverdi til urbane trær er sterkest. Med en lokal R-kvadratverdi på lik linje med den for Lian område indikerer modellen en relativt god forklaringskraft.

Samlet viser resultatet til at behandlingen av datamateriale har økt verdibredden både for minimums- og maksimumsverdier. Med så høye estimatverdier indikerer dette uteliggende estimatverdier, noe som påvirker representasjonen av kartene. Det er imidlertid mulig å anse i hvilke områder disse ekstreme koeffisientverdiene forekommer. Sammenlignet med en høy R-kvadratverdi for de representative områdene viser dette til en høy forklaringskraft i modellen.

De to siste signifikante variablene omhandler begge utdanningsnivå. Den første av disse er variabelen `utn_hogsko`, som viser til antallet med utdanning på bachelornivå per celle.



Figur 60: En visualisering av variasjonen i lokale koeffisientestimer for variabelen `utn_hogsko`. Egenprodusert. Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning.

Behandlingen av datasettene har resultert i en relativt stor påvirkning på verdivariasjonen for variabelen `utn_hogsko`. Ser man til det ubehandlede datasettet viser dette den sterkeste estimatverdien på  $-5,98$ , mens det behandlede datasettet har den sterkeste estimatverdien på  $-10,19$ . Dette impliserer en relativt stor endring i lokale estimer hos de ulike datasettene, noe som resulterer i en større ulikhet i fargeskalaen og dens visuelle representasjon av verdier.

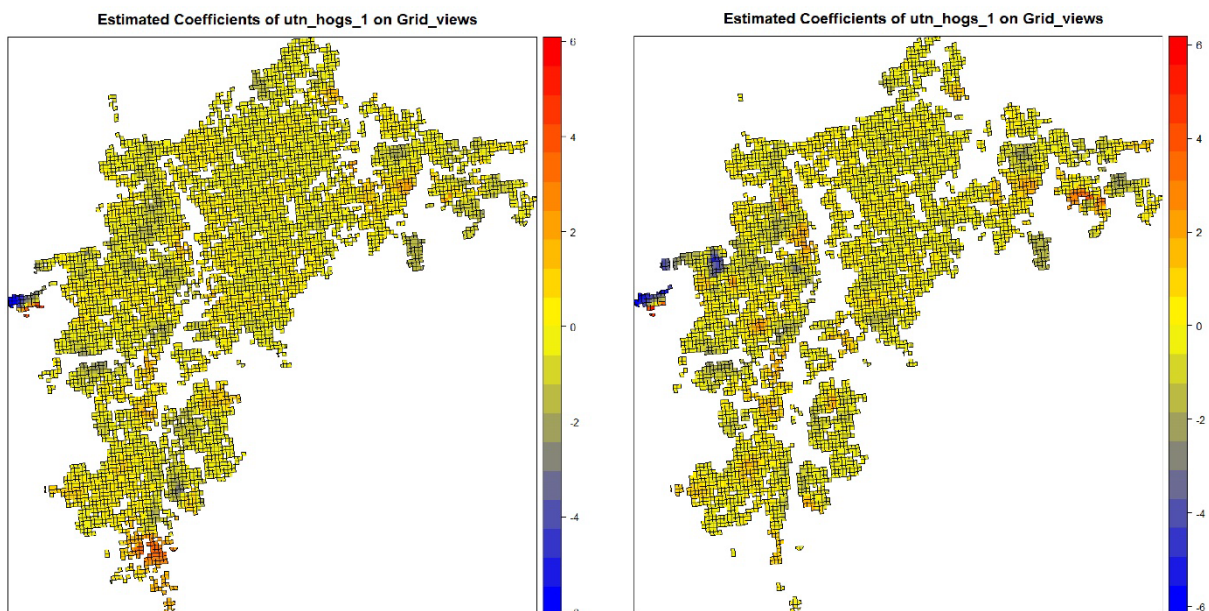
Ser man nærmere på datamaterialene hver for seg kan man se til at verdivariasjonsbredden er en del lavere i det ubehandlede datamateriale i forhold til det behandlede datamateriale. Henholdsvis kan man se til at verdibredden i det ubehandlede datamateriale innehar en minstekoeffisientverdi på  $-5,98$  og en høyestekoeffisientverdi på  $5,12$ , med en global koeffisientverdi på  $-0,172$ . Til sammenligning har verdibredden i det behandlede datasettet økt styrken hos for alle de tre parameterne med en minstekoeffisientverdi på  $-10,19$  og en høyestekoeffisientverdi på  $5,30$ , med en global koeffisientverdi på  $-0,174$ . Dette indikerer at behandlingen av datamateriale ved eliminering av celler uten befolkningsinformasjon har resultert i sterkere lokale koeffisientverdier for både minstekoeffisientverdier og høyestekoeffisientverdier, men mest markant i negativ retning. Dette har også hatt en effekt på den globale koeffisientverdien som har økt i negativ retning fra  $-0,172$  til  $-0,174$ . Den globale koeffisienten er her sterkere til sammenligning med de forrige variablene, hvorav ingen har vært over  $0,1$ .

Ser man nærmere på hva kartene viser, kan man se til høye koeffisientverdier i område rundt Lian på begge kartene. Kartene viser imidlertid til forskjeller i de lavere lokale koeffisientverdiene, hvor området Vikåsen går fra å inneha en svakere koeffisientverdi i det ubehandlede datamateriale til å få en økt visuell betydning i det behandlede datamateriale. Bakgrunnen for dette kan være at enkelte områder som fremstår med sterkere negativ koeffisientverdi, som i området Heimdal-Tiller eller deler av Sjetnmarka, ikke innehar befolkningsinformasjon, og dermed elimineres som følge av behandlingen av datamateriale. Effekten av naboer i beregningen av romlige analyser kan her ha en

påvirkning på hvorfor koeffisientverdien vises som relativt sterkt negativ selv for at flere celler ikke innehar befolkningsinformasjon, og derav også innehar nullverdier for utdanning. I tillegg må alle celler ha naboceller for å kunne gjennomføre en romlig analyse, noe som kan medføre at enkelte isolerte celler med befolkningsinformasjon, inkludert utdanningsnivå, kan ha blitt eliminerte.

Sammenligner man disse områdene med resultatene fra kartet over den lokale R-kvadratverdi, kan man se at både området Lian og Vikåsen innehar en relativt høy R-kvadratverdi. Området rundt Heimdal-Tiller, som innehar relativt sterke negative estimater for det ubehandlede datasettet, viser imidlertid til lavere R-kvadratverdier. Den sterke negative estimatverdien for området rundt Sjetnmarka, som vises i det ubehandlede datasettet, innehar imidlertid også en relativt høy R-kvadratverdi. Behandlingen av datamateriale kan derfor tolkes å være årsaken til hvorfor de lokale estimatverdiene i dette området har fått redusert styrke.

Den siste signifikante variabelen som visualiseres er `utn_hogs_1`, som viser til estimatene for antallet med utdanning på masternivå eller høyere per celle.



Figur 61: En visualisering av variasjonen i lokale koeffisientestimater for variabelen `utn_hogs_1`. Egenprodusert. Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning.

Dette er variabelen som har den mest identiske verdibredden basert på de undersøkte datasettene. Mer spesifikt innehar det ubehandlede datasettet en minstekoeffisientverdi på  $-6,09$ , en høyestekoeffisientverdi på  $4,58$ , med en global koeffisientverdi på  $0,06$ . Dette viser til en relativt svak, positiv global koeffisientverdi, men med enkelte lokale koeffisientverdier som viser påvirkning mellom variablene i noen lokale områder. Til forskjell, med en minstekoeffisientverdi på  $-6,18$  og en høyestekoeffisientverdi på  $5,01$ , med en global koeffisientverdi på  $0,07$ , viser dette til at behandlingen av datamateriale i dette tilfelle har hatt liten påvirkning sammenlignet med det ubehandlede datasettet.

Samlet er det en relativt svak global koeffisientverdi for begge datamaterialene. Likevel viser den til en positiv verdi og er kraftigere i styrke enn både `bot_blokk` og `for_snittf`. Alle koeffisientverdier for `utn_hogs_1` øker også ved behandling av datamateriale, men med

minimal forskjell. Vises det i tillegg til mediankoeffisientverdiene på henholdsvis  $-0,08$  for det ubehandlede datasettet, og  $-0,09$  for det behandlede datasettet, kan man oppsummert vise til at behandlingen av datamateriale ikke har hatt en markant påvirkning på resulterende assosiasjonen mellom antallet med utdanning på mastergradsnivå eller høyere per celle og den gjennomsnittlige eksponeringsverdien til urbane trær.

Ser man nærmere på kartene, indikerer resultatet for `utn_hogs_1` nesten en reversering av resultatene fra forrige kartrepresentasjon for `utn_hogsko`. Blant annet kan man se til at område Lian som for `utn_hogsko` viste en høy positiv lokal koeffisientverdi, nå har en lokal sterk negativ koeffisientverdi. Det samme gjelder for området Vikåsen, som har gått fra en lokal sterk negativ koeffisientverdi til en lokal sterk positiv koeffisientverdi.

Sammenligner man resultatene med representasjonen av den lokale R-kvadratverdien, gjelder mange av de samme funnene som for forrige variabel. Med unntak av Sjetnmarka, som for variabelen som representerer antallet med utdanning på masternivå eller høyere ikke indikerer noen markant sterk estimatverdi, så viser de andre områdene, Lian og Vikåsen, begge til høye R-kvadratverdier. Dette viser til at modellens forklaringskraft er tilfredsstillende høy.

## 6 Diskusjon

Diskusjonskapittelet har til hensikt å diskutere resultatenes funn i lys av fremhevet teori, empiri og de overordnede problemstillingene og forskningsspørsmålene.

Det er tidligere blitt vist til tidligere forskning som antyder at urbane trær og urbant grønt innehar en rekke positive egenskaper. Dette gjelder blant annet fysisk og psykisk helse, estetiske kvaliteter, klimatilpasning, bærekraft, transportvalg, og opprettholdelsen av økosystemtjenester og biologisk mangfold. Disse aspektene inngår som støttende argumenter for viktigheten av urbane trær og grøntområder.

Trondheim har vært i preget av stor vekst over en lengre periode, og denne veksten forventes å fortsette også i fremtiden. Dette fører til økt press på byens arealer. I henhold til målsetninger for å redusere byspredning og fokusere på fortetting, øker presset på de eksisterende tilgjengelige arealene. Trondheim Kommune har utarbeidet flere planer, strategier og målsetninger for å ivareta og forbedre det urbane grønne i byen.

Inkorporeringen av tilstrekkelige mengder trær og grønt er imidlertid en utfordring i allerede tettbebygde urbane områder. Trær krever arealer for å vokse både over og under bakkenivå, og det kan være utfordrende å tilrettelegge tilstrekkelig arealer.

Basert på det teoretiske grunnlaget som viser de positive assosierte egenskapene til urbant grønt og urbane trær, sammen med de utfordringene, målsetningene og strategiene som er identifisert i empirikapittelet, legger dette premisset for den videre utviklingen i Trondheim. Trondheim har i likhet med andre byer variasjoner og ulikheter når det gjelder sosioøkonomisk og demografisk fordeling, hvorav synlighetsanalysen kan benyttes til å avklare om det eksisterer assosierte sammenhenger for områder som bør prioriteres i årene som kommer.

Dette legger premisset for oppgavens overordnede problemstilling og tilhørende forskningsspørsmål. Disse vil her repeteres:

### *Overordnet problemstilling:*

- Ved bruk av metodikken for synlighetsanalyser utviklet i Cimburova og Blumentraths avhandling fra 2022, hvilke implikasjoner, bruksområder og assosierte effekter kan vises for studieområdet Trondheim?

For å kunne besvare den overordnede problemstillingen er det her nødvendig med fire tilhørende forskningsspørsmål:

### *Tilhørende forskningsspørsmål:*

1. Hvilke forutsetninger og krav ligger til grunn for anvendelse av tilleggsværktøyet `r.viewshed.exposure` i GRASS GIS?
2. Hvordan kan de visuelle resultatene av synlighetsanalysen for Trondheim bidra til en bedre forståelse av eksponeringsverdiene til trær i ulike deler av byen?
3. Hvordan kan synlighetsanalyser brukes som et verktøy for kartlegging og informasjonshenting i planlegging og utredning?
4. Kan det vises til statistiske assosierte sammenhenger mellom eksponeringsverdi til urbane trær og sosioøkonomiske eller demografiske variabler?

Basert på dette samlede grunnlaget vil dette diskusjonskapittelet inndeles i to. Den første delen vil følge en kronologisk struktur som tar for seg diskusjon av de fire forskningsspørsmålene tilknyttet analytiske funn. Kapittelet vil deretter inneha en

avsluttende del med en helhetlig drøfting av hovedfunnene fra resultatene knyttet opp mot teoretiske og empiriske funn.

## 6.1 Diskusjon av implikasjoner og bruksområder tilknyttet den overordnede synlighetsanalysen

### 6.1.1 Drøfting av den metodologiske tilnærmingen til synlighetsanalyser ved bruk av Cimburova og Blumentraths utviklede tilleggsverktøy `r.viewshed.exposure`

Det første forskningsspørsmålet omhandler krav og forutsetninger for gjennomføring av synlighetsanalyser i henhold tilleggsverktøyet `r.viewshed.exposure` i GRASS GIS. Formålet her er å undersøke hvor enkelt metoden kan anvendes og repliseres for andre studieområder, som for Trondheim. Det vil her drøftes erfaringsbaserte tilnærminger til gjennomføringen av `r.viewshed.exposure` i GRASS GIS.

Ved anvendelse for bruksområder som krever at grunnlagsdata må konstrueres, slik som tilfelle for Trondheim Kommune, øker dette terskelen for bruk av `r.viewshed.exposure`. Det er i hovedsak to krav som stilles til gjennomføringen av synlighetsanalysen, en digital overflatemodell og et binært datagrunnlag som representerer kartleggingen av urbane trær. Konstruksjonen av tilstrekkelig grunnlagsdata kan karakteriseres som både tidkrevende og anses å kreve et relativt høyt kunnskapsnivå tilknyttet anvendelse av GIS programmer. Det er også en terskel tilknyttet tilgang til ulike rådata som har vært nødvendige i prosessen.

Tilgang til bedre datautstyr vil kunne redusere tidsbruken ved gjennomføringen av synlighetsanalyser i `r.viewshed.exposure`. Dette løser imidlertid ikke kunnskapsgrunnlaget og det manuelle arbeidet som kreves. Det foreligger etter min kunnskap ingen manualer for konstruering av grunndata, og heller ingen fasit for beste gjennomføringsmetode. Det legges derfor til grunn egne kunnskaper og ferdigheter, tilgang på rådata, og kvalitet av datautstyr, for hvor effektivt slike analyser kan gjennomføres og hvor praktisk anvendbare de kan oppfattes å være.

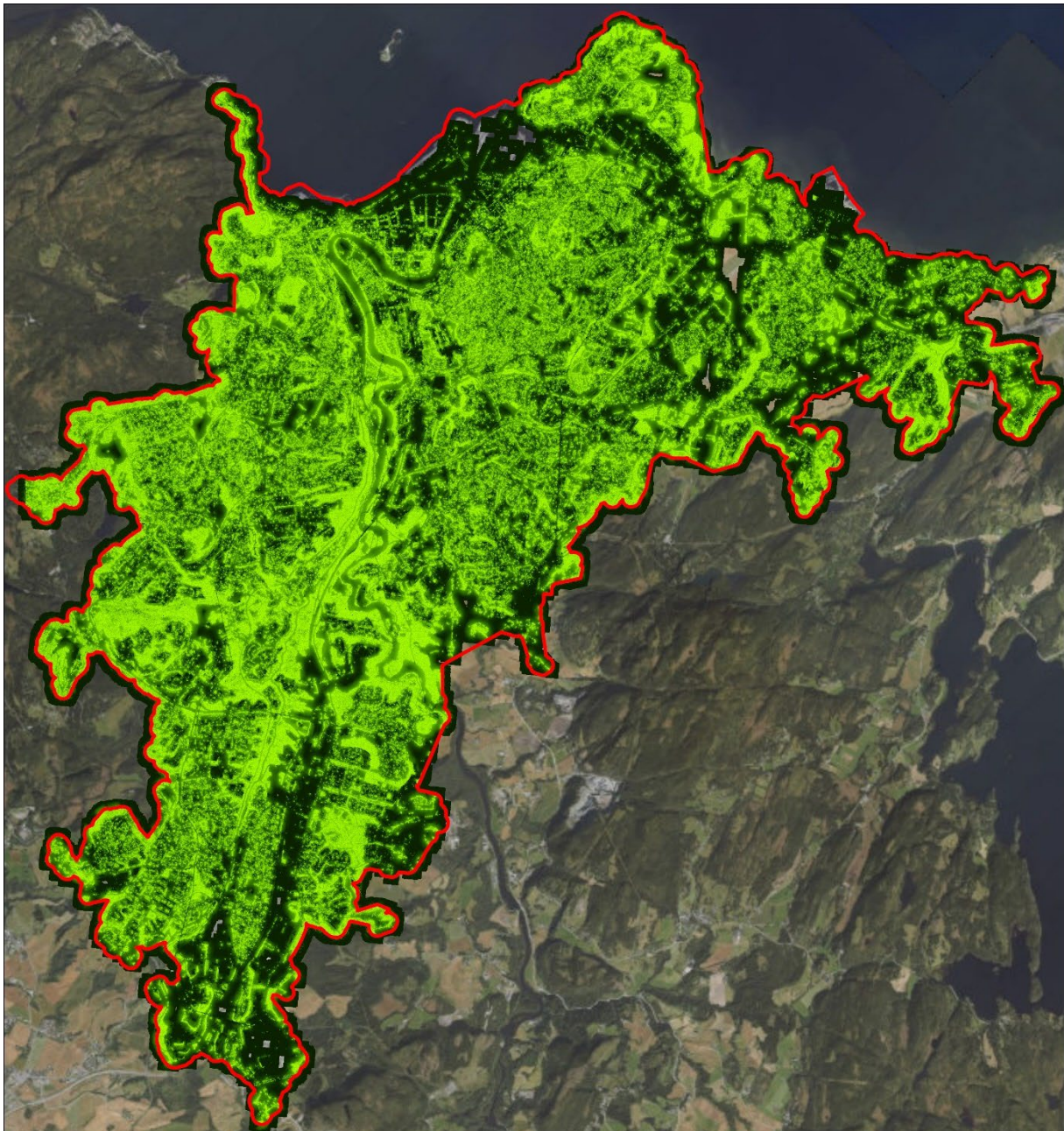
I henhold til programvaren GRASS GIS kan den karakteriseres som et veldig spesifikt verktøy. Fordelene tilknyttet programvaren vil være egenskaper som gratis tilgang, samtidig som det innehar en åpen kildekode. Det vil imidlertid karakteriseres som relativt lite anvendt til forskjell fra andre GIS-programvarer som ArcGIS, ArcMap og QGIS. Dette medfører at terskelen til utnyttelse av tilleggsverktøyet blir noe høyere ved at mange må sette seg inn i en ny programvare.

Samlet setter dette en viss kunnskapsterskel og et krav om en viss kjennskap til GRASS GIS for effektiv anvendelse. Disse antagelsene er trolig ikke like utbredt som for andre GIS-programvarer. Det antydes derfor at synlighetsanalyser ved bruk av `r.viewshed.exposure` i GRASS GIS trolig ikke er en operasjon som enkelt kan gjennomføres av den gjennomsnittlige GIS brukeren.

Det bør imidlertid spesifiseres at terskelen her anses å ligge ved GRASS GIS programvaren til forskjell fra tilleggsverktøyet `r.viewshed.exposure`. Ser man bort i fra kravene som stilles til datagrunnlag, fremstår tilleggsverktøyet `r.viewshed.exposure` som relativt intuitivt.

Samtidig behøver ikke andre bruksområder og prosjekter å nødvendigvis være av like stor skala som oppgavens hovedanalyse. Forskjellen i kunnskaps- og tidskrav er forholdsvis mye lavere for mindre analyser, som eksempelvis den gjennomførte undersøkelsen av opprustningstiltak i bydelen Ila i Trondheim.

Oppsummert vil tilleggsverktøyet `r.viewshed.exposure` utviklet av Cimburova og Blumentrath (2022) anses som anvendbar under visse premisser. Om det foreligger kjennskap til programvaren GRASS GIS, samt et tilstrekkelig datagrunnlag i henhold til kravene for gjennomføring av `r.viewshed.exposure`, i tillegg til et begrenset studieområde, vil terskelen for anvendelse av synlighetsanalyser reduseres betydelig.



*Figur 62: Resultatene fra en gjennomført synlighetsanalyse for Trondheim. Egenprodusert.*

### 6.1.2 Drøfting av synlighetsanalysens numeriske resultat

For å besvare forskningsspørsmål to som omhandler hvordan en synlighetsanalyse for trær i Trondheim kan bidra til å forbedre forståelsen av eksponeringsverdier til trær i ulike deler av byen, er det her blitt gjennomført en synlighetsanalyse for Trondheim basert på metodikken utviklet av Cimburova og Blumentrath (2022).

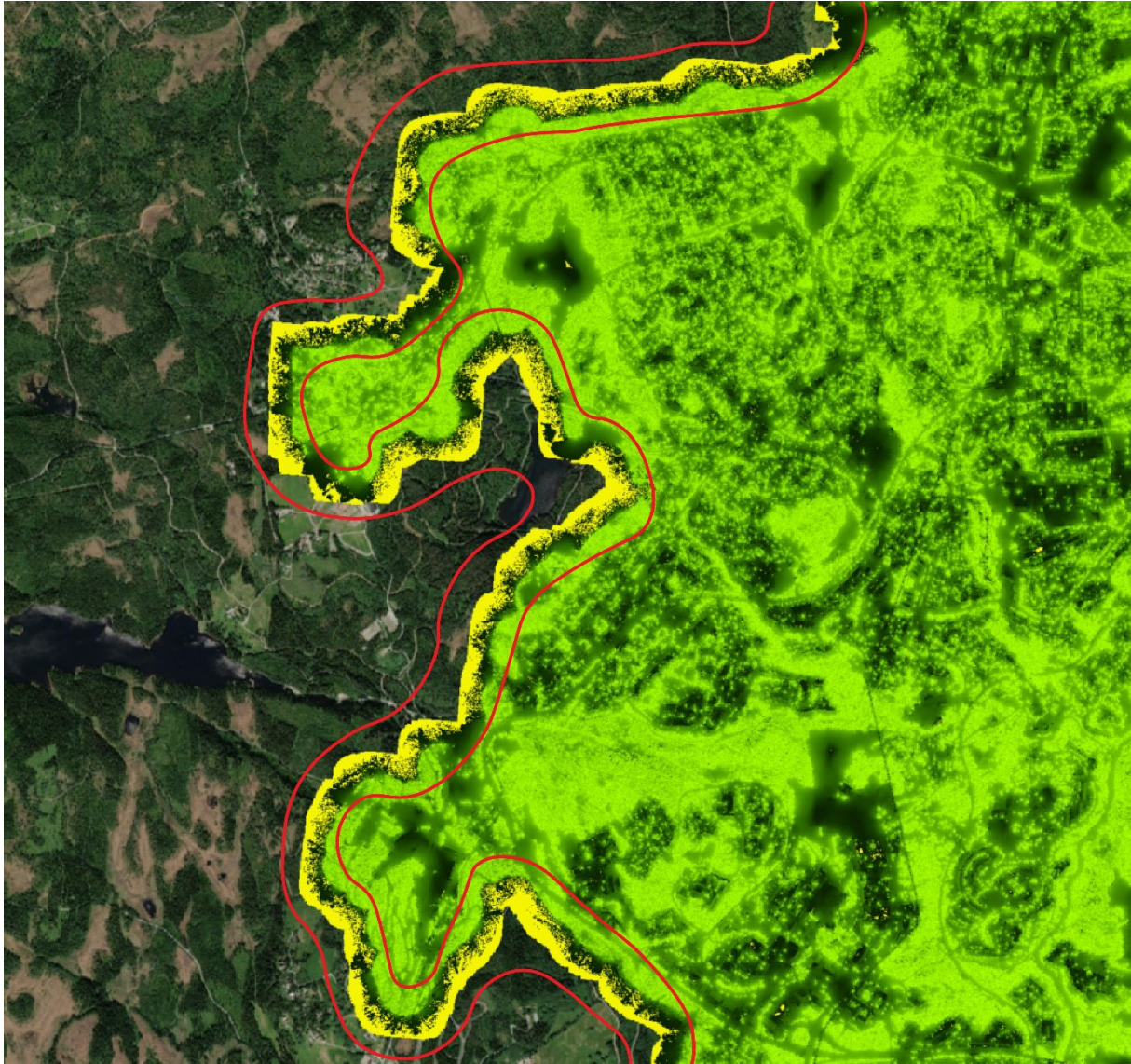
Ser man på den numeriske gjennomsnittsverdien impliserer denne en forholdsvis lav gjennomsnittlig eksponeringsverdi for studieområdet. Med en gjennomsnittlig eksponeringsverdi på 0,60256, impliserer dette en relativt lav gjennomsnittsverdi i forhold til synlighetsanalysens verdibredde mellom 0,0 og 10,0. Uten et videre sammenligningsgrunnlag for om gjennomsnittsverdien indikerer en høy eller lav eksponeringsverdi relativt til andre urbane områder og byer, kan den gjennomsnittlige eksponeringsverdien likevel drøftes.

Beregningen av gjennomsnittlig eksponeringsverdi er basert på hele studieområdet sett under ett. Med bakgrunn i kravene til datagrunnlag henviser til i Cimburova og Blumentrath (2022) avhandling med bruk av tilleggsværktøyet `r.viewshed.exposure`, viser dette til to separate datagrunnlag. Felles for disse er at de klippes etter studieområdet, og kalkulerer et resultat basert på hvor kartleggingen av trær er satt. Dette kan tolkes som relevant for beregningen av gjennomsnittsverdi av flere årsaker.

Ved å sette grensen for kartlegging av urbane trær utfra SSBs tettstedsgrense eliminerer dette alle trær som foreligger utenfor den satte geografiske avgrensningen. Dette betyr at skogområder og natur ikke er inkludert i analysegrunnlaget. Imidlertid, selv for studieområdets geografiske avgrensning, er datagrunnlagene som anvendes i analysen i en større utstrekning enn avgrensningen for kartleggingen av trær. Dette resulterer i en beregning av et laveksponeringsområde langs studieområdets ytre grense, noe som tolkes å påvirke beregningen av gjennomsnittsverdi negativt.

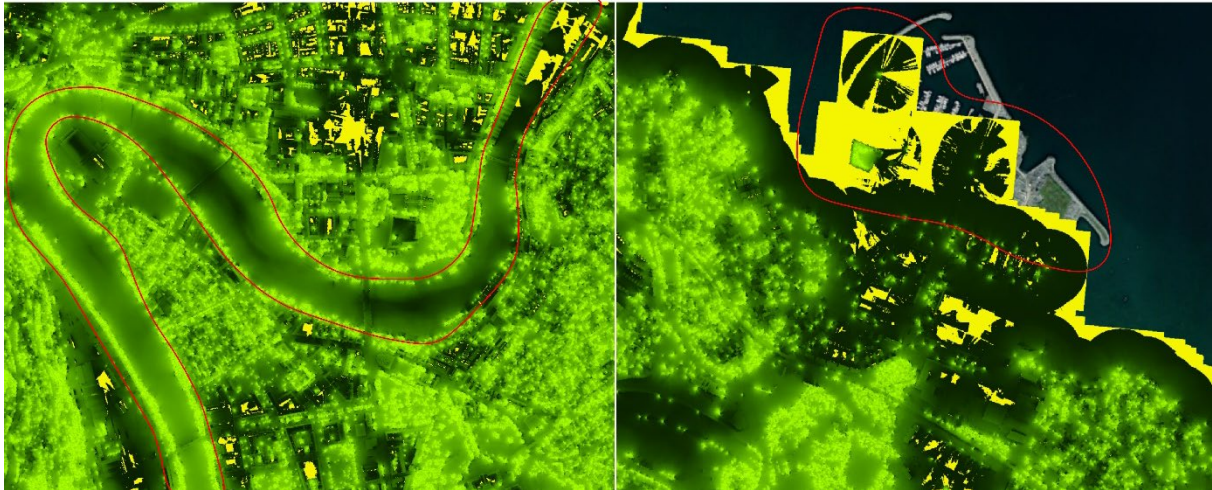
Som følge av avgrensningens påvirkning på beregningen av synlighetsgjennomsnittet, kan det her argumenteres for at dette forklarer en form for MAUP. MAUP er, som omtalt tidligere, en utfordring som oppstår ved avgrensning eller inndeling av studieområder, hvorav dette kan påvirke beregningen av undersøkelsens resultater.





*Figur 63: Eksempel på områder som omkranser studieområdets avgrensning. Gult representerer her områder med de laveste eksponeringsverdiene. Egenprodusert.*

Simpelheten i kravene som stilles for datagrunnlag gjør verktøyet mer anvendbart, men på samme tid medfører dette samtidig at enkelte påvirkende variabler ikke inkluderes. Blant annet forekommer det ingen representasjon av vann i datagrunnlaget, noe som resulterer i at områdene som representerer elveløp, innsjø eller fjord fremstår som områder med lav visuell eksponeringsverdi til urbane trær. Blant annet kan dette vises til langs Nidelva, som er visualisert som en mørkere barriere gjennom studieområdet. Det samme kan også vises til i områder rundt eksempelvis Grillstad Marina, et område som er dels bygget ut i fjorden. Som følge av at det eksisterer trær i en nær geografisk distanse, men ingen forbehold om at det ikke eksisterer trær i vann, tolkes dette videre å påvirke gjennomsnittsverdien fra synlighetsanalysen.

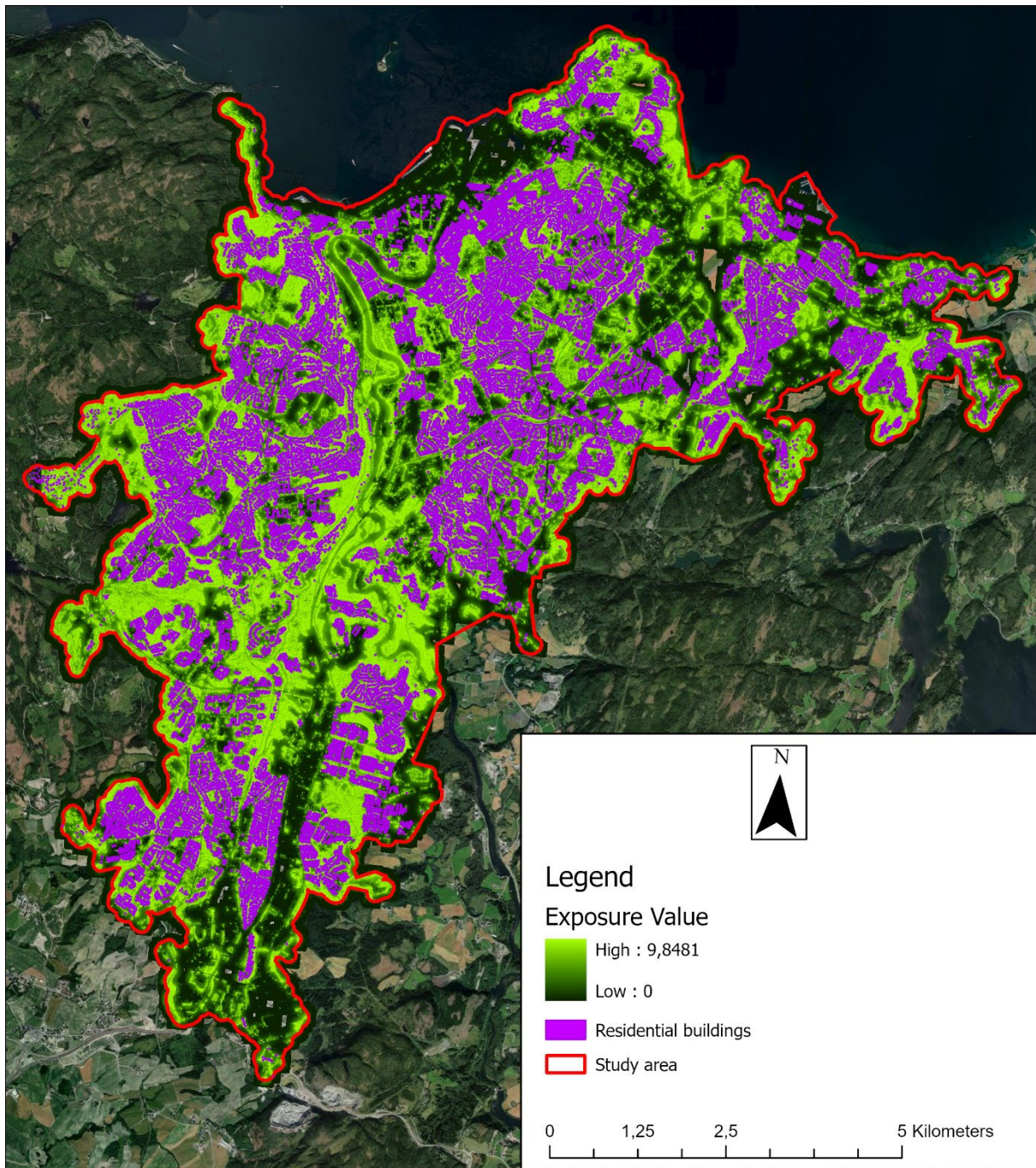


Figur 64: Illustrert eksempel av påvirkningen vann kan ha på beregningen av gjennomsnittlig eksponeringsverdi. Til venstre: Elveløpet til Nidelva viser til lavere eksponeringsverdier. Til høyre: Områder som Grillstad Marina illustrerer hvordan utbygging ute i fjorden påvirker beregningen av eksponeringsverdi. Egenprodusert.

Som følge av redusert pålitelighet tilknyttet den numeriske gjennomsnittsverdien beregnet for synlighetsanalysen, blir det derfor mer hensiktsmessig å diskutere den visuelle representasjonen av resultatene.

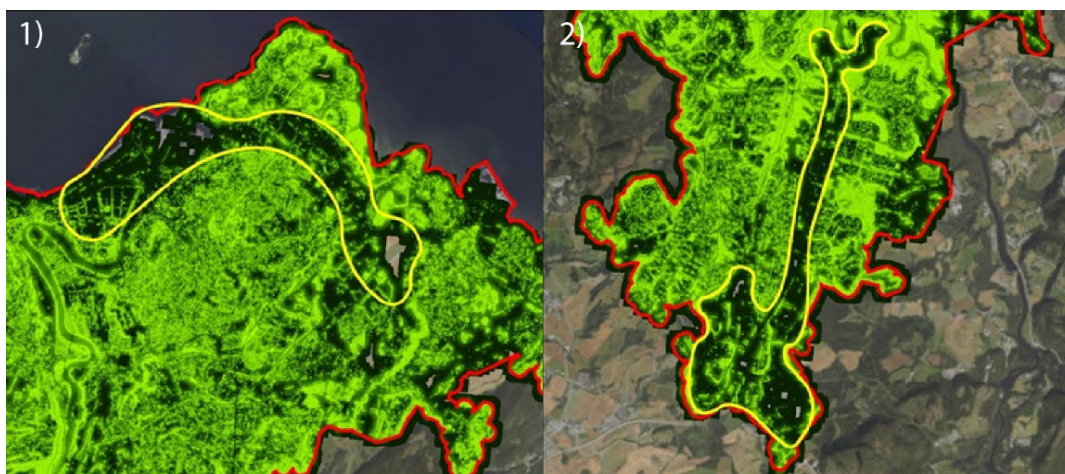
### 6.1.3 Drøfting av synlighetsanalysens visuelle representasjon

Ved første øyekast ser det ut til at Trondheim har en betydelig mengde urbane trær basert på den visuelle presentasjonen av resultatene av synlighetsanalysen. Det ser ut til at trær er jevnt fordelt over mange områder på tvers av studieområdet. Spesifikke områder, som blant annet langs Nidelvkorridoren og Ladehalvøen, vises det til god eksponering av urbane trær innenfor den geografiske avgrensningen. Det samme gjelder for majoriteten av boligområder utenfor bykjernen (Midtbyen). Resultatene kan derav visuelt tolkes som å representere en relativt god eksponeringsverdi i de fleste boligområder. Nedenfor er bygninger kategorisert som boliger overlatt resultatene av synlighetsanalysen.



Figur 65: Boligbebyggelse overlagt synlighetsanalysens resultat. Egenprodusert.

Synlighetsanalysen impliserer også en variasjon innad i Trondheim, hvor det forekommer flere områder som viser til lave eksponeringsverdier. Resultatene visualiserer blant annet to større områder av sammenhengende «asfaltstruktur» (i motsetning til sammenhengende grønnstruktur). Dette impliserer to sammenhengende belter med underskudd i eksponeringsverdi. De to områdene kan antydes å være lokalisert mellom 1) Midtbyen – Nyhavna – Lilleby – Lade – Strindheim – Leangen, og 2) Tiller – Sandmoen.



Figur 66: To sammenhengende belter av asfaltstruktur representert i synlighetsanalysens resultat. Egenprodusert.

De fremhevede områdene med sammenhengende lave eksponeringsverdier er geografisk sett forholdsvis store. Det kan argumenteres for at størrelsen, og sammenhengen, representerer en form for barriere mellom de blå/grønne strukturene. Koblinger og sammenhenger mellom grønnstrukturen i byer er vist å være viktig for mange aspekter, både for mennesker og for dyr. En slik sammenhengende barriere kan derfor antydes å inneha negative påvirkninger ved å skape en blokkerende effekt mellom ulike grøntområder.

Trondheim Kommune viser i høringsutkastet til bestemmelser og retningslinjer for kommuneplanens arealdel til et ideal om å styrke koblinger og sammenhenger mellom de blå/grønne strukturene i byen. Områdene som her er blitt fremhevet viser til potensielle fokusområder for å imøtekomme denne ambisjonen.

De to geografiske områdene markert av sammenhengende lave eksponeringsverdier, kan tolkes å inneha enkelte fellestrekk. Disse kan observeres ved å undersøke de samme områdene overlatt et ortofoto, kombinert med lokalkunnskap om de representative områdene.



Figur 67: ortofoto representasjon av områdene karakterisert av lav eksponeringsverdi. Gjør det enklere å sammenligne fellestrekk mellom områdene og undersøke hvilke egenskaper som medfører en lav eksponeringsverdi. Egenprodusert.

En tydelig likhet er at begge områdene innehar en sammenhengende tett bebyggelse. Den tette bebyggelsen strekkes langs de markerte områdene og viser videre til få eller ingen større grøntområder i områdene. Mangelen på parker, hager eller andre åpne områder kan indikere en begrenset tilgang til urbant grønt for befolkningen. Dette står i samsvar med de lave eksponeringsverdiene til urbane trær som resultatene viser. Fellestrekk for de to sammenhengende områdene kan anses å representeres av industriområder, butikksentre og kjøpesenterområder, jordbruksarealer, infrastruktur eller idrettsanlegg.

Mye av de samme fellestrekkene kan også finnes hos andre områder med lav eksponeringsverdi. Isolert sett kan det vises til at følgende områdene stikker ut med visuelt lave eksponeringsverdier:

1. Togterminalen på Marienborg.
2. Seksjoner langs Elgsetergate/Prinsens Gate mot sentrum.
3. Flere kvartaler innad i Midtbyen.
4. Større deler av Brattøra og Nyhavna.
5. Sammenhengende stripe langs Håkon VIIIs gate (Lade).
6. Et område ute mot Grillstad Marina.
7. Enkelte jordbruksarealer, eksempelvis mot Brundalen og Dragvoll.
8. Sammenhengende stripe langs City Syd/Tiller ved E6.
9. Et større område rundt Sandmoen og Heggstadmoen (Tiller-Heimdal).

Basert på disse områdene kan fellestrekk videre identifiseres. Blant annet kan det vises til de samme fellestrekkene som industriområder (Brattøra, Nyhavna, Tiller-Heimdal), butikksentre og kjøpesenterområder (Lade, City Syd), jordbruksareal (Leangen, Brundalen), infrastruktur (Marienborg, Tiller-Heimdal), idrettsanlegg (Lade), områder nært vann (Brattøra, Grillstad Marina), eller tett bebyggelse (Midtbyen).

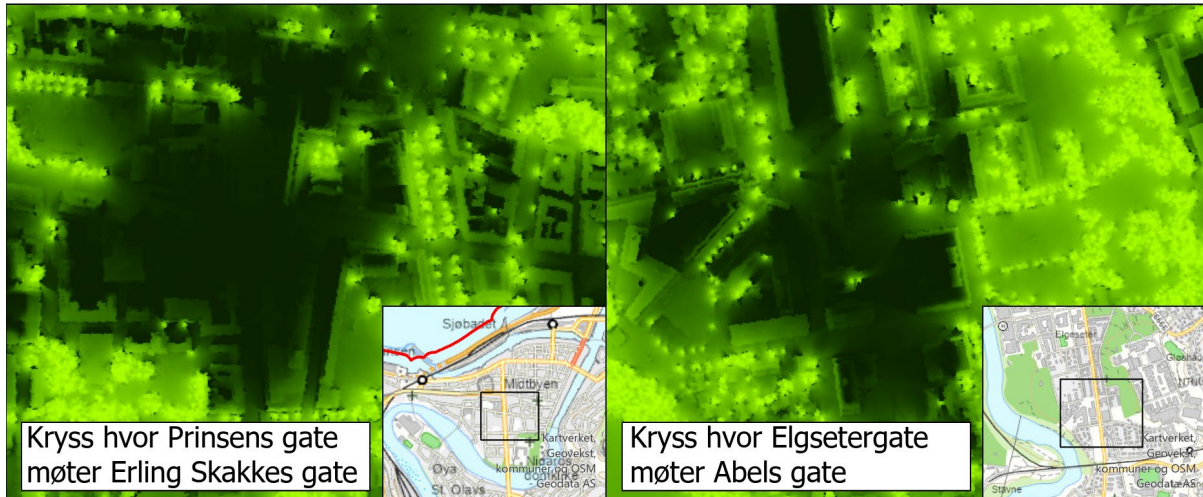
Det foreligger derfor et grunnlag å anta at områder som innehar en av disse felleskarakteristikkene har hatt en lavere prioritering av urbane trær i forhold til andre arealformål. Disse områdekarakteristikkene representerer derfor områdene som anses å inneha det største behovet for en økt prioritering av urbane trær og et grønt løft baser på synlighetsanalysens resultater.



Figur 68: De ni utvalgte lav-eksponeringsområder basert på synlighetsanalysens resultater. Egenprodusert. Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning.

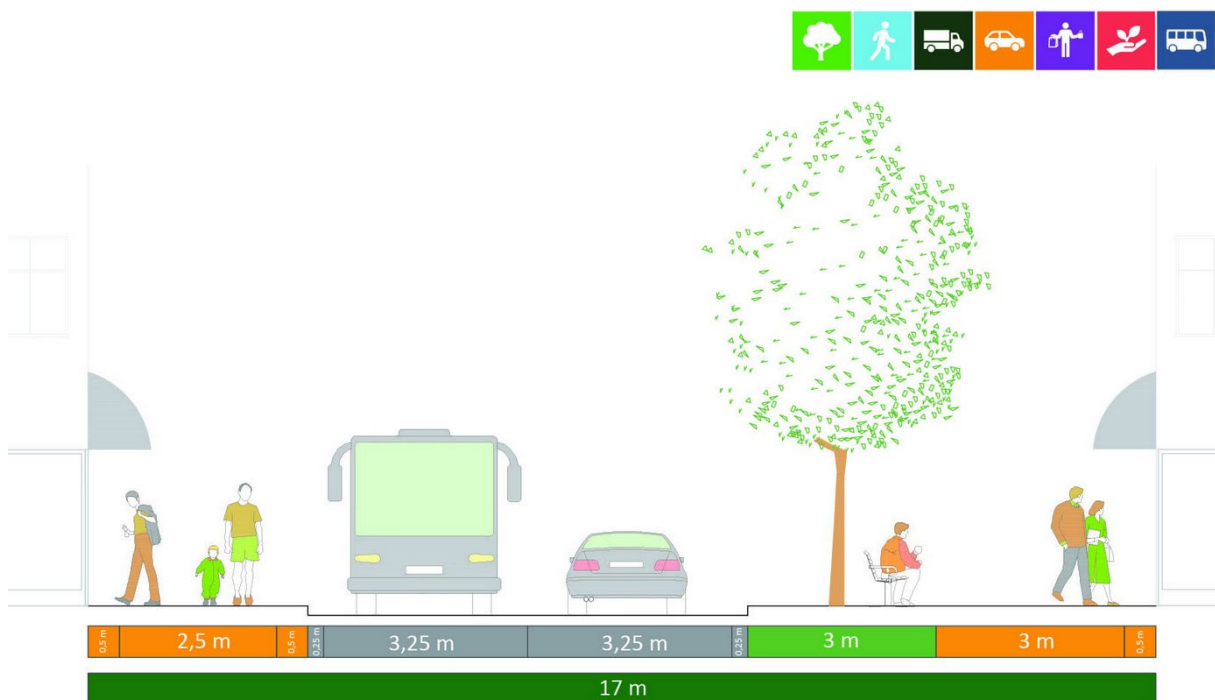
### 6.1.4 Eksempler på utfordringer tilknyttet urbane trær – Elgsetergate/Prinsens gate

Elgsetergate/Prinsens gate er en av Trondheims mest sentrale kommunikasjonsårer. Resultatene av synlighetsanalysen viser til flere områder langs vegstrekningen som innehar lave eksponeringsverdier, noe som viser til en mangel på visuell eksponering av trær.



Figur 69: Utvalgte områder langs Elgsetergate/Prinsens gate som viser til lave eksponeringsverdier til urbane trær. Egenprodusert.

Et eksempel på gatesnitt utformet av Statens Vegvesen, som vist tidligere i oppgaven, viser til et breddekrav på 17 meter for å kunne inneha to veggsoner, to fredelszoner, en møbleringszoner og to kjørefelt med kantsteinssoner. Dette gir et inntrykk av hvilke arealkrav som er nødvendig for å imøtekomme flere ønskede arealformål.



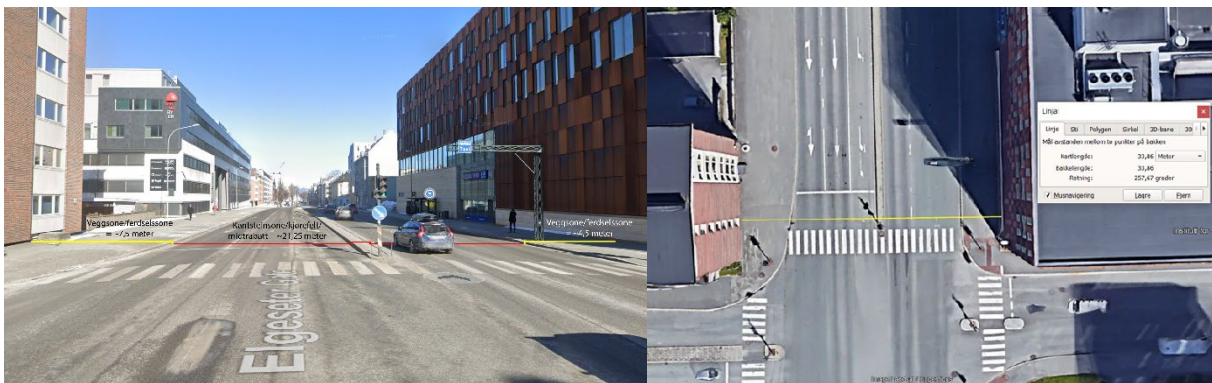
Figur 70: Eksempel på gateutforming i henhold til arealkrav. (Statens Vegvesen, 2022b, s.84).

Med sin bredde på mellom 19 og 34 meter (Miljøpakken, Norconsult og Trondheim Kommune, 2018), og med oppmot 5 kjørefelt i bredden, kan Elgsetergate/Prinsens gate

anses mer utformet som en effektiv veistrekning enn en gate. Man kan anse at plasskrav til andre arealformål har gått på bekostning av prioriteringen av trær langs traseen. Med en trase som går gjennom noen av de eldste delene av Trondheim, er det sterk konkurransen om arealene. Som omtalt tidligere krever trær et visst areal for å kunne gro og vokse, noe som kan være en utfordring langs enkelte strekker av vegtraseen.



Figur 71: Cirka mål på soneinndeling i krysset mellom Prinsens gate og Erling Skakkes gate. Egenprodusert, basert på bilde fra Google Earth (Maxar Technologies, 2023). Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning.



Figur 72: Cirka mål på soneinndeling i krysset mellom Elgsetergate og Abels gate. Egenprodusert, basert på bilde fra Google Earth (Maxar Technologies, 2023). Se vedlegg 2 for full bildeoppløsning.

Som illustrasjonene representerer forekommer det en mindre andel tilgjengelig areal selv for traseens bredder. For å opprettholde kravene i henhold til 2,5 meter ferdselsbane sammen med minimum 2,5 meter i henhold til normtegninger for beplantning, kreves det en minimumsbredde på 10 meter for tilstrekkelig beplantning og fortausarealer. Er dette tiltenkt på begge sider av veien må minimumsbredden dobles. For å kunne oppnå et slikt arealkrav kreves det derfor omprioriteringer av arealformål.

Elgsetergate/Prinsens gate viser å inneha et mobilitetsformål, noe som er vist å være prioriteringen sett i henhold til dens utforming. Inkorporeringen av trær i områder som viser et underskudd i eksponering ville uten tvil forbedret gaten, men i henhold til en restriktiv andel tilgjengelig areal kan det potensielt være krevende å gjennomføre et grønt løfte. Alternativt kan det diskuteres om det forekommer andre områder som kan ha større nytte av ny beplantning, områder som ikke har en like begrenset arealtilgjengelighet og med andre prioriteringsgrunnlag.

Oppsummert vil det antydes at Elgsetergate/Prinsens gate med sin nåværende utstrekning, i lys av nåværende formål og lokasjon, ikke vil kunne foreta et grønt løfte uten gjennomføring av større endringer. Arealene langs traseen er allerede utnyttet i stor grad til andre prioriterte formål, i hovedsak tilknyttet mobilitet, og vil derfor ikke kunne inneha en økning i urbane trær i henhold til kravene som stilles i nåværende situasjon. Dette legger derfor premisser for større endringer av arealformål før områder langs vegtraseen kan undergå et grønt løfte.

### 6.1.5 Oppsummering av implikasjoner og bruksområder tilknyttet den overordnede synlighetsanalysen

Samlet sett kan tolkningen av resultatene av synlighetsanalysen for urbane trær i Trondheim vise til at byen fremstår visuelt å inneha høye eksponeringsverdier på tvers av studieområdet. Variasjoner eksisterer imidlertid, hvorav det forekommer en kontrast ved at mye av byens boligområder innehar en relativt høy eksponeringsverdi, mens områder som i hovedsak innehar andre fellestrekk, som eksempelvis industri eller butikksentre, karakteriseres av forholdsvis lave eksponeringsverdier. Det fremheves også to større sammenhengende områder med lave eksponeringsverdier som samlet fremstår som barrierer for grønnstrukturen.

Beregningen av gjennomsnittsverdi for synlighetsanalysen er vist tilknyttet usikkerhet. Den påvirkes av for mange alternative faktorer til å kunne gi et representativt anslag for hele studieområdet. I tillegg foreligger det ingen sammenligningsgrunnlag fra andre byer, noe som gjør det vanskelig å anta om gjennomsnittsverdien er høy eller lav. Det er derfor representasjonen av synlighetsanalysens resultat visuelt som her diskuteres.

Enkelte områder langs eksempelvis Elgsetergate/Prinsens gate tolkes å mangle tilstrekkelig eksponering av urbane trær. Som en av Trondheims viktigste kommunikasjonsårer kunne denne vegstrekningen vært et yndig eksempel på forbedringsområde. Områdene møter imidlertid utfordringer tilknyttet arealkrav, hvorav andre arealformål er blitt prioritert. I slike områder er det derfor ansett en nødvendighet av større endringer av arealbruk for å kunne danne tilstrekkelig areal for et grønt løfte. Dette utdyper noen av utfordringene som oppstår i tettbebygde urbane områder; arealprioriteringer, arealkrav og arealbehov.

## 6.2 Drøfting av bruksområde for synlighetsanalyser: Opprustningstiltak i bydelen Ila

For å besvare det tredje forskningsspørsmålet tilknyttet mer planleggingsorienterte bruksområder av synlighetsanalyser, er det gjennomført en undersøkelse for å måle effektene tilknyttet opprustningstiltak i bydelen Ila i Trondheim. Som følge av tiltakene er det blant annet blitt felt en rekke trær, noe som kan ha påvirkning på den visuelle eksponeringsverdien i området.

Felling av trær kan som vist tidligere ha effekter for både mennesker og dyr. Dette kan blant annet potensielt øke distansen mellom vegetasjon i et tettbebygde sentrale bystrøk, og påvirke økosystemtjenestene i området.

For å måle effekten av opprustningstiltakene ble det derfor gjennomført en ny synlighetsanalyse avgrenset til tiltaksområdet. Det var derfor nødvendig å konstruere nye



datagrunnlag. Det ble vist til tre resultater, en kontrollanalyse med ubehandlede data, en annen kontrollvariabel for å måle hvordan feil datagrunnlag kan påvirke resultatene, og en synlighetsanalyse for å måle den faktiske effekten tiltakene har medført.

Ved å sammenligne kontrollvariabelen med ubehandlede data oppimot synlighetsanalysen for å måle den faktiske effekten av tiltakene, viser det hvor stor effekt tre-felling har medført. Resultatene indikerer at tiltakene gjennomført ikke har redusert eksponeringsverdien til urbane trær betydelig. Dette kan argumenteres å vise til at tiltakene gjennomført har hatt en forholdsvis liten påvirkning målt i eksponeringsverdi. Resultatene kan drøftes å ha forekommet av i lys av to potensielle årsaker:

- Det eksisterer mange trær i området, noe som gir en god eksponeringsverdi selv for felling som er blitt gjennomført.
- Avgrensningen av områdets utstrekning i analysen er av en slik størrelse at målingene av påvirkning som følge av felling av trær ikke har resultert i en betydelig innvirkning på eksponeringsverdien globalt.

Gjennom bruk av feltundersøkelser i tiltaksområdet kan det vises til at tiltakene har en synlig effekt på omgivelsene. Imidlertid viser den målte eksponeringsverdien til at tiltakene ikke har resultert i en større påvirkning på den gjennomsnittlige eksponeringen til urbane trær innenfor studieområdet.

Resultatene av kontrollvariabelen for effekten av inkludering av feil datagrunnlag viser derimot til en større målt effekt. Dette er trolig som følge av at behandlingen resulterer i at trær ikke lengre utgir en eksponeringsverdi, men heller oppfattes som blokkerende elementer for andre trær. Dette viser derfor til at inkluderingen av riktig datagrunnlag er essensielt, og tydeliggjør hvordan feil kan påvirke beregningen av analytiske resultater.

Anvendelsen av synlighetsresultatene i et slikt studieområde som Ila kan vise til et relevant bruksområde for synlighetsanalyser. Terskelen for gjennomføring er betydelig lavere ved mindre studieområder, noe som kan antyde et bruksområde innenfor område- eller detaljplanlegging. Det kan derfor anses som et brukbart verktøy i kartlegging og informasjonsheving i henhold til både måling av situasjonsbilde før og etter gjennomførte tiltak eller planlagte utbygginger. Trondheim som en by i vekst, hvor det kontinuerlig foregår utbygging og tiltak, kan derfor ha nytte av en slik anvendelse av synlighetsanalyser. Dette kan derfor bidra til å øke kunnskapsgrunnlaget ved planlegging og utredning, så fremt tilgangen og bruk av korrekt datagrunnlag foreligger.

## 6.3 Drøfting av statistiske resultater

Det fjerde forskningsspørsmålet omhandler mulig anvendelse av synlighetsanalysens resultater. Formålet her er å undersøke om det eksisterer noen assosierte sammenhenger mellom eksponeringsverdien til urbane trær og ulike sosioøkonomiske eller demografiske variabler. For å kunne besvare dette spørsmålet er det blitt gjennomført en rekke statistiske analyser. For datagrunnlaget har det vært nødvendig å gjennomføre nye behandlinger, både for å tilpasse datasettet til kravene for de statistiske modellene, men også i forsøk for å korrigere potensielle påvirkende egenskaper. Sistnevnte impliserer funn av flere nullverdier i celler for befolkningsinformasjon, noe som kan påvirke beregningen av resultatene.

De statistiske testene Cramer-von Mises og Morans I test har i denne oppgaven formål å undersøke datasettenes karakteristikk og oppbygning. Det er blitt vist at datamaterialet

ikke er normalfordelt gjennom Cramer-von Mises testen, samt vist å inneha romlig autokorrelasjon gjennom Morans I testen. Dette medførte henholdsvis nødvendigheten av å anvende ikke-parametriske, romlige statistiske analysemodeller. Det er disse romlige analysemodellenes resultater som her vil diskuteres.

### 6.3.1 Romlige regresjonsmodeller

Resultatene fra de to gjennomførte romlige regresjonsanalysene, den romlige lag modellen og den geografisk vektete regresjonsmodellen, viser til ulike resultater. Hvilke variabler som de to modellene har funnet som signifikante, og verdiene til koeffisientestimatene er eksempelvis forskjellige mellom modellene. Dette kan forklares som følge av at den romlige lag modellen opererer på et globalt nivå, mens den geografisk vektete regresjonsmodellen har egenskaper for beregning av estimater både globalt og lokalt innad i datasettet. Samtidig representerer de to ulike statistiske analysemodeller, men forskjellige beregningsmetoder. Dette kan tolkes som en potensiell årsak til hvorfor modellene viser til forskjeller i sine resultater.

Mer spesifikt, mens SLM innehar egenskapen av å generere laggede versjoner av variablene for å på den måten ta høyde for den romlige avhengigheten som eksisterer i datasettet, er GWR modellens egenskap dens beregning av romlige koeffisienter basert på lokale variasjoner innad i datasettet. Derfor gis det ut ulike resultater med ulike formål, som begge anses å ha hver sin relevans for en tolkning av de statistiske sammenhenger mellom sosioøkonomiske og demografiske variabler oppimot den kartlagte eksponeringsverdien til urbane trær.

Resultatene fra den romlige lag modellen viser til at det ubehandlede datasettet har tre signifikante variabler for både ikke-laggede og laggede variabeltyper. Disse er `antall_per`, som representerer antallet personer per celle (befolkningstetthet), `bot_enebol`, som representerer antallet boende i eneboliger eller våningshus, og `bot_blokk`, som representerer antallet boende i blokker eller bygårder. Av disse variablene innehar `bot_enebol` det sterkeste koeffisientestimatet. Ser man til resultatene fra det behandlede datasettet i den romlige lag modellen, viser dette til tre signifikante variabler for begge variabeltyper. Disse er `antall_per`, `bot_enebol`, og `int_snitti`, hvorav sistnevnte representerer gjennomsnittlig inntekt per celle. I tillegg er variabelen `for_snittf`, som representerer gjennomsnittlig formue per celle, svært nær verdien for statistisk signifikans for begge variabeltyper. Av variablene er det også her `bot_enebol` som innehar det sterkeste koeffisientestimatet.

Totalt sett for resultatene av den romlige lag modellen, forekommer det relativt lave koeffisientestimer på tvers av variablene. Med det sterkeste koeffisientestimatet på  $\sim 0,007$  for ikke-laggede variabler, og  $\sim 0,006$  for laggede variabler, impliserer dette at det assosierte forholdet som vises er relativt svakt med verdier forholdsvis nært null. Dette kan derfor tolkes som å ha liten assosiasjon til den avhengige variabelen som representerer gjennomsnittlig eksponering av urbane trær, og det er her trolig andre effekter eller kombinasjoner av effekter som er mer representativt for å forklare fordelingen av eksponeringsverdier til urbane trær.

I GWR-modellens globale del kan man se til at resultatene for det ubehandlede datasettet viser til signifikans hos variablene `bot_enebol`, `bot_blokk`, `for_snittf`, samt de to variablene som representerer antallet med utdanning på bachelornivå, `utn_hogsco`, og antallet med utdanning på masternivå eller høyere, `utn_hogs_1`. Av disse variablene er det `utn_hogsco`

som har det sterkeste globale koeffisientestimatet, mens variabelen `for_snittf` representerer den største lokale variasjonen i koeffisientestimater. For det behandlede datasettet i GWR modellen er det variablene `bot_blokk`, `for_snittf`, `int_snitti`, `utn_hogsko`, `utn_hogs_1`, og `ald_snitta` som er vist signifikante. Variabelen `ald_snitta` er den variabelen som både viser til det sterkeste globale koeffisientestimatet, samtidig som den viser til størst lokal variasjon i koeffisientestimater. Variabelen `ald_snitta` representerer gjennomsnittlig alder.

Samlet sett viser GWR modellen til sterkere globale koeffisientestimater på tvers av de signifikante variablene sammenlignet med resultatene fra den romlig lag modellen. Med en verdi mellom  $\sim 0,1$  til  $0,01$  viser disse resultatene til en sterkere global assosiasjon mellom de uavhengige og den avhengige variabelen. Imidlertid vil også disse estimatverdiene i hovedsak betraktes som forholdsvis svake.

De globale estimatene er bare en del av GWR modellens resultater. De lokale estimatene indikerer en større variasjon mellom variablene basert på geografiske områder i datasettet. Enkelte variabler innehar en større variasjon enn andre, hvorav variabelen `for_snittf` representerer den største variasjonen i det ubehandlede datasettet. Dette indikerer på sin måte at fordelingen av assosiasjon mellom gjennomsnittlig formue og gjennomsnittlig eksponering av urbane trær påvirkes også av geografisk lokasjon. Mens enkelte områder innehar en høy gjennomsnittlig formue og samtidig høy gjennomsnittlig eksponeringsverdi til urbane trær, så viser andre områder til at høyere formuer i kontrast indikerer lavere eksponeringsverdier til urbane trær. Det kan her tolkes som at det er komplekse variasjoner i effektene av forskjellige variabler når det gjelder å forklare sammenhengen mellom gjennomsnittlig eksponeringsverdi til trær i urbane områder, og at andre faktorer kan ha større innflytelse innenfor ulike områder.

Inkludering av to datasett har gjort resultatene fra modellene mer komplekse. Antallet nullverdier i befolkningsinformasjonen i visse celler ble vurdert som en potensiell påvirkningsfaktor for de statistiske beregningene. Det ble derfor ansett som hensiktsmessig å inkludere en versjon av hvert datasett for å undersøke forskjeller i påvirkning. Generelt sett har det blitt påvist at behandlingen av datasettene kan påvirke beregningen av statistiske resultater i de ulike modellene. Blant annet viser noen variabler større endringer i koeffisientestimater og signifikansnivå som følge av behandlingen. I tillegg kan det vises til at det behandlede datasettet har en noe bedre modelltilpasning enn det ubehandlede datasettet. Dette kan vises til under punkt 5.3.4, hvor resultatene av GWR-modellens diagnostiske parametere tolkes.

Oppsummert er det imidlertid ikke tydelig om behandlingen av datasettet er fordelaktig eller ikke basert på analysene og funnene i denne oppgaven. Selv for de diagnostiske parameterne for GWR-modellen tyder på en bedre modelltilpasning, er forskjellen som fremheves forholdsvis liten. Formålet har vært å undersøke om nullverdier for befolkningsinformasjon er avgjørende for målte assosierte sammenhenger mellom de sosioøkonomiske og demografiske variablene og gjennomsnittlig eksponering av urbane trær. Uten videre implikasjoner, og med hensyn til forskjellene i resultatene for de ulike datasettene, anses det ikke som et tilstrekkelig grunnlag for å anslå om behandlingen av datasettet har vært fordelaktig eller ikke.

### 6.3.2 Visualisering av lokale statistiske variasjoner

Representasjonen av resultatene fra GWR analysen visuelt bidrar til å fremheve den geografiske variasjonen til de numeriske resultatene. Ved å visualisere resultatene kan man derfor oppnå en enklere tolkning av hvilke områder som fremhever variasjoner i estimatverdier, hvorav enkelte områder kan inneha en sterk negativ estimatverdi, mens andre kan inneha en sterk positiv estimatverdi innenfor det samme studieområdet. Sammenlignet med modellens lokale forklaringskraft gjennom visualiseringen av den lokale R-kvadratverdien, fremhever dette i tillegg GWR modellens lokale egenskaper til å tolke variasjonen mellom variablene som undersøkes. Ved inkluderingen av to datasett kan man i tillegg sammenligne hvordan behandlingen av datamaterialet har påvirket effektene av resultatene. Både når det gjelder sammenligningen av verdibredder og lokale estimatverdier kan en visuell representasjon av resultatene bidra til et forenklet tolkningsgrunnlag.

De visualiserte resultatene viser til flere ulike funn i geografisk variasjon og estimatstyrker og retninger for de undersøkte variablene oppimot den gjennomsnittlige eksponeringen til urbane trær. Med de generelt lave globale koeffisientestimatene på tvers av de signifikante variablene, vises det visuelt at større deler av studieområdet innehar en relativt lav assosiert effekt mellom variablene. Majoritet av celler innehar derav en verdi nær null, og representeres i kartene som gule. Imidlertid kan kartenes representasjon vise til at enkelte områder kan inneha sterkere koeffisientestimat, noe som indikerer lokalt sterkere assosierte effekter.

Generelt for kartrepresentasjonene kan man se at enkelte områder går igjen i resultatene for flere variabler. Blant annet gjelder dette områder som Ranheim, Vikåsen og Lian. I tillegg forekommer det flere lokalt sterke estimatverdier for områder som Leangen, Sjetnmarka, Ugla, og Heimdal-Tiller for ulike variabler. Sammenhengen med lokal R-kvadratverdi varierer imidlertid lokalt innad i studieområdet, også for områdene som står frem basert på sterke estimatverdier.

Reduksjonen av R-kvadratverdier oppstår ved behandlingen av datasettet. Mens det ubehandlede datasettet viser til celler med maksimal R-kvadratverdi på 1,0, så viser det behandlede datasettet en reduksjon til en maksimal R-kvadratverdi rundt 0,9. Dette viser til at celler som ikke innehar befolkningsinformasjon, og derav elimineres ved behandlingen av datasettet, innehar den høyeste forklaringskraften i GWR modellen. Cellene med høyst forklaringskraft er lokalisert til Brattøra, et industriområde som sammenfaller med å inneha nullverdier for befolkningsinformasjon og nullverdier for eksponering av urbane trær. Det tolkes derfor som at dette oppfattes av modellen som å forklare denne assosierte sammenhengen helt perfekt siden cellene inneholder eksakt null i verdi for alle de uavhengige variablene og den avhengige variabelen.

Variasjonen i hvilke områder som står frem med sterkere estimatverdier kan tolkes å ha en sammenheng med informasjonen som variabelen som undersøkes innehar. Eksempelvis kan man se til variabelen `bot_blokk`, som representerer antallet boende i blokker eller bygårder innehar mange gule celler, noe som impliserer ingen assosiert effekt. På den ene siden kan dette gi mening fordi det ikke eksisterer blokker eller bygårder over hele studieområdet, men det kan samtidig implisere at det ikke behøver å være noen assosiert effektsammenheng mellom antallet som bor i blokker eller bygårder og eksponeringsverdi til urbane trær. Det kan derfor tolkes at områder som er fremhevet med en sterkere estimatverdi derfor må inneha blokker eller bygårder, samtidig som det må eksistere en

effektsammenheng mellom antallet som bor i blokker og bygårder og eksponeringsverdien til urbane trær.

Bot\_blokk er imidlertid ikke den eneste variabelen som kan vise til svake assosierte effekter. De to variablene som representerer utdanningsnivå viser også mange gule celler, som impliserer estimerer nær null, altså ingen assosiert effekt. Det er trolig en større fordeling av utdanningsnivå på tvers av studieområdet, men det er ikke nødvendigvis slik at alle har en formell utdanning på nivå med bachelor eller høyere, slik som de to variablene representerer. Det er i tillegg ikke nødvendigvis en estimert assosiert effekt av utdanning på eksponeringsverdien til urbane trær. Dermed tolkes det at også for denne variabelen at det må det være en kombinasjon av tilstedeværelsen av det variabelen representerer, i dette eksempelet personer med høyere utdanning, og funn av assosierte sammenhenger oppimot eksponering av urbane trær. Dette kan derfor samlet bidra til å forklare eksistensen av mange gule celler i kartene for alle variablene som undersøkes.

Et annet aspekt som kartpresentasjonene kan påvirkes av er tilstedeværelsen av ekstreme verdier i resultatene. Som eksempelvis for variabelen for\_snittf, som representerer gjennomsnittlig formue per celle, er verdivariasjonen mellom estimatene, spesielt for det behandlede datasettet, veldig bred. Dette kan ha en følgende effekt av at flere celler viser en svak assosiert effekt siden fargeskalaen opererer etter verdibredde. Ved en veldig bred verdibredde, som følge av noen få ekstreme verdier, så vil flere celler som ellers ville blitt representert med andre farger, trolig bli markert som gul. Dette kan gjøre resultatene vanskeligere å tolke siden flere celler innehar samme farge og derfor liten kontrast i assosiert effekt.

## 6.4 Samlet diskusjon av hovedfunn knyttet til teoretiske og empiriske funn

Teoriene som er blitt fremhevet i denne avhandlingen viser til at natur, urbant grønt og urbane trær representerer en rekke positive effekter for både mennesker og dyr. Blant annet er det vist teoretiske funn som knytter natur, urbant grønt eller urbane trær til en rekke effekter som styrket livskvalitet (Baceviciene og Jankauskiene, 2022), fysisk og mental helse (Jimenez *et al.*, 2021; Bratman *et al.*, 2019), urban estetikk (Hu *et al.*, 2022; Wang *et al.*, 2019), klimatilpasning (Morabito *et al.*, 2021), luft- og lydforurensning (Selmi *et al.*, 2016; Zhao *et al.*, 2021), transport- og rutevalg (López-Lambas, Sánchez og Alonso, 2021; Lu, Sarkar og Xiao, 2018), og økosystemtjenester (Amorim *et al.*, 2021). Resultatene av synlighetsanalysen viser at det på overflaten kan se ut til å være en generelt høy eksponeringsverdifordeling av trær i Trondheim. Spesielt i boligområder virker eksponeringsgraden å være god, noe som indikerer generelt positive effekter for byens innbyggere i henhold til (Thompson *et al.*, 2012). Dette gir et godt utgangspunkt for å utnytte de positive aspektene som kan knyttes til urbane trær ved tilstrekkelig forvaltning. Imidlertid forekommer det områder som også innehar lave eksponeringsverdier. Områder som karakteriseres av blant annet tett bebyggelse, industriområder, butikkentre, jordbruksarealer, eller infrastruktur er representativt for lave eksponeringsverdier. Områder og urbane miljøer med et underskudd av eksponering av urbane trær og annet urbant grønt kan medføre negative påvirkninger i henhold til blant annet mental helse (Lecic-Tosevski, 2019). Det fremheves spesifikt to sammenhengende belter med lave eksponeringsverdier. Disse beltene kan representere et brudd i grønnsstrukturen, og inneha negative påvirkninger både for mennesker og dyr. Sammenhengende grønnsstruktur er blitt

vist å være viktig for flere aspekter som blant annet naturmangfold, lek og rekreasjon, og miljøvennlige transportmåter, i tillegg til å fremheves som et viktig aspekt i den kommunale planen for friluftsliv og grønne områder (Miljødirektoratet, 2023; Regjeringen, 2021; Trondheim Kommune, 2017).

Selv for gode intensjoner, strategier, målsetninger og planer fra kommunal side er det likevel ikke nødvendigvis enkelt å øke andelen vegetasjon, grønt og trær i tette urbane områder. Blant annet viser Trondheim Kommunes normtegninger til at beplantning av trær generelt krever 5kvm areal over bakkenivå for å kunne vokse og utvikle seg tilstrekkelig. Kravene til areal kan være enda større under bakken (Trondheim Kommune, 2023c). Samtidig kan viser Statens Vegvesens håndbøker til arealkrav tilknyttet beplantning langs gater og veier. Her vises det til eksempler på breddekrav som stilles for å kunne inkludere møbleringssoner, hvorav beplantning tillates (Statens Vegvesen, 2014; 2022a).

For å eksemplifisere utfordringene er det blitt vist til Elgsetergate/Prinsens gate, en av Trondheims mest sentrale kommunikasjonsårer, og samtidig en vegstrekning med områder som innehar lave eksponeringsverdier. Det er vist til en begrenset andel tilgjengelig areal langs traseen. Sammen med tidligere prioriteringer tilknyttet mobilitet medfører dette utfordringer til implementeringen av grønne løsninger langs vegtraseen. Det anses derfor som nødvendig med større omprioriteringer og endringer av arealbruken for å anskaffe nok tilgjengelig areal til et grønt løfte i de representative områdene. Dette fremhever at selv for gode intensjoner er det ikke nødvendigvis enkelt å planlegge for en økning i eksponeringsverdier, og det er alltid et spørsmål om arealprioriteringer.

Undersøkelsen av effekten av opprustningstiltak i Ila i Trondheim er et eksempel på anvendelse av synlighetsanalysens resultater for mer planorienterte oppgaver. Det er blitt vist til at Trondheim Kommune innehar ambisjoner om ivaretagelse og forvaltning av byens grønnstruktur (Trondheim Kommune, 2017; 2023a). Likevel kan det være tiltak som krever en påvirkning av grønnstrukturen, som eksempelvis felling av trær i tilknytning opprustning av infrastruktur. Eksempelet av opprustningstiltakene i Ila viser til at synlighetsanalyser kan anvendes i planleggingsammenhenger for å måle effekter av tiltenkte eller gjennomførte tiltak. I eksempelet blir det vist til at eksponeringsverdien i området ikke er blitt påvirket i stor grad av tre-fellingen. Imidlertid kan feltundersøkelsen vise til at tiltakene vil ha en synlig effekt på området. Terskelen for anvendelse er lavere for mindre prosjektområder som følge av redusert behandlingstid for datagrunnlagene. Dette kan indikerer et bredere bruksområde for synlighetsanalyser innenfor områdeplanlegging, noe som kan være hensiktsmessig i en voksende by som Trondheim.

Formålet med gjennomføringen av de statistiske analysene har vært å undersøke om det kan foreligge assosierte sammenhenger mellom utvalgte sosioøkonomiske og demografiske variabler og resultatene av synlighetsanalysen. For å undersøke for assosierte sammenhenger har det her blitt gjennomført en rekke statistiske tester; Cramer-von Mises testen, Morans I-testen, og to romlige regresjonsanalyser; Romlig lag modell og Geografisk vektet regresjonsmodell. Samlet sett viser ingen av resultatene til at variablene isolert innehar sterke assosierte sammenhenger til den avhengige variabelen, eksponeringsverdi av urbane trær. Det er blitt gjort funn som viser til statistisk signifikans for enkelte variabler i begge modeller, men med relativt svak påvirkningskraft. Det anses derfor her som at det ikke forekommer et tilstrekkelig grunnlag til å konkludere at noen av variablene skiller seg ut som en mulig forklaring for sammenhengen tilknyttet variasjonen i visuell eksponering av urbant grønt i studieområdet. Det kan imidlertid vises til lokale variasjoner innenfor studieområdet. Enkelte områder innehar en sterkere assosiert effekt

enn andre basert på samme variabel. Disse funnene er blitt representert som kart, hvor områder av interesse er blitt diskutert. Resultatene viser imidlertid til at behandlingen av datasettene påvirker de statistiske resultatene. Enkelte variabler innehar her en større påvirkning av behandling av datasettene hvor celler som ikke innehar befolkningsinformasjon (nullverdier) elimineres. En slik behandling av datasettet kan ha uante konsekvenser for resultatene, og det vil ikke her konkluderes om behandlingen har vært fordelaktig og forbedret resultatene.

Tolket i forhold til levekårsundersøkelsen gjennomført av Trondheim Kommune (Trondheim Kommune, 2021c), kan det derfor ikke impliseres at visuell eksponering av urbane trær innehar en betydelig assosiert effekt på den sosioøkonomiske fordelingen som eksisterer i Trondheim. En potensiell årsak for dette kan ses i resultatene fra synlighetsanalysen som indikerer en generelt høy eksponeringsverdi i de fleste av Trondheims boligområder. Gitt at de utførte statistiske analysene fokuserte på sosioøkonomiske og demografiske variabler, kan dette antyde en mulig forklaring på hvorfor ingen variabler skiller seg ut som sterke medvirkende til å forklare variasjonen og fordelingen av urbane trær. Det vil derfor impliseres at andre faktorer som ikke er blitt undersøkt i denne oppgaven, trolig vil være av større påvirkningseffekt for den sosioøkonomiske og demografiske fordelingen i Trondheim.

## 6.5 Validitet og reliabilitet til resultatene

Det er blitt gjennomført det som kan anses som tre separate analyser i denne oppgaven. De er alle knyttet opp til oppgavens overordnede problemstilling og tilhørende forskningsspørsmål. Analysene er gjennomført til beste evne med hensyn til presisjon, reliabilitet og validitet i henhold til tids- og arbeidsressurser tilgjengelig. I gjennomføringen har det imidlertid vært nødvendig å behandle, endre, tilpasse og påvirke rådata og datasett både for å lage et godt egnet datagrunnlag, og for å tilpasse datamaterialet til de respektive analysemodellene.

Det vil i dette delkapittelet diskuteres hvordan denne behandlingen kan påvirke beregningen av resultatene, og legge til grunn potensielle påvirkninger eller feil slike behandlinger kan medføre. Dette er for å understreke validiteten og reliabiliteten til resultatene som er fremhevet i denne oppgaven.

### 6.5.1 Validitet og reliabilitet

Denne seksjonen vil forklare potensielle feil som kan oppstå ved gjennomføringen av de tre analysene. Dette er for å avklare om resultatene er pålitelige og gode i den grad det kan oppnås. I enhver metode er det derfor hensiktsmessig å avklare reliabiliteten og validiteten til metodevalget og resultatene.

Jan Ketil Rød forklarer i sin bok «Innføring i GIS og statistikk – verktøy for å beskrive verden» (2017) om tematikken rundt reliabilitet og validitet. Konteksten i forklaringen omhandler spørreundersøkelser, men innehar relevans også for det analytiske arbeidet som er gjennomført i denne oppgaven. Her forklarer Rød at resultater kan være utsatt for flere feil, men to kjerneutfordringer er reliabilitet og validitet.

I konteksten spørreundersøkelser viser Rød til at reliabilitet omhandler om vi kan stole på resultatene, og om resultatene kan repliseres. For spørreundersøkelser kan høy reliabilitet

oppnås ved å formulere gode spørsmål som unngår misforståelser. Om flere like undersøkelser gir samme resultat vil dette derav styrke reliabiliteten til resultatene (Rød, 2017). Sammenligner man dette med analysene gjennomført i denne oppgaven, kan reliabilitet omhandle konsistensen og stabiliteten i resultatene fra analysene. Dette handler her om hvor pålitelig og nøyaktig målingene er, og hvor godt de kan repliseres.

Validitet omhandler om vi måler det vi ønsker å måle. En høy validitet oppnås ved å være nøye med operasjonaliseringen, slik at svarverdier blir enheter i en variabel som representerer det vi ønsker å måle (Rød, 2017). I henhold til oppgavens analyser vil dette kunne omhandle hvor godt en analyse måler det den faktisk er tiltenkt å måle. En høy validitet betyr dermed at resultatene er gyldige og korrekt representerer det man forsøker å undersøke.

## 6.5.2 Synlighetsanalyse for urbane trær ved bruk av verktøyet `r.viewshed.exposure`

### Fra rådata til datagrunnlag – behandlingsprosesser og informasjonstap

Gjennomføringen av den overordnede synlighetsanalysen for urbane trær ved bruk av tilleggsverktøyet `r.viewshed.exposure` kan påvirkes av visse faktorer som kan knyttes til validitet og reliabilitet. Som omtalt tidligere krever verktøyet to datagrunnlag for å gjennomføre en synlighetsanalyse; en digital terrengmodell og et binært lag som representerer geografisk kartlagte trær i studieområdet. Trondheim Kommune produserer ikke selv datamateriale med kartlagte trær for kommunen, slik som i Oslo kommune. Som følge av dette måtte datagrunnlaget som representerer det binære trekartet konstrueres fra grunn. Selv for at kartlegging av trær har blitt gjennomført for andre steder tidligere, foreligger det ingen konkrete bruksanvisninger for å gjennomføre en slik prosess ved bruk av GIS-programmer. Anvendte metoder er også varierende basert på tilgjengelige rådata og tilgjengelig programvare. Det ble derfor ansett som nødvendig å konstruere en egen metodologi. Den metodologiske prosessen som er blitt brukt i denne oppgaven er utviklet med hensyn til tilgjengelige datasett og anvendelse av hovedsakelig ArcGIS Pro.

Det er i denne oppgaven blitt gjennomført en omfattende behandling av enkelte datagrunnlag. Gjennom konverteringer, transformasjoner, elimineringer og korrigeringer av rådata kan dette føre til tap av informasjon eller redusert presisjon (Scan2CAD, 2020; Longley *et al.*, 2015). I denne oppgavens kontekst er det likevel ansett som nødvendig å korrigere datamaterialet for å oppnå et tilstrekkelig datagrunnlag. Behandlingen av datamaterialet er forsøkt gjennomført mest mulig skånsomt for å ivareta presisjon og kvalitet. Det er i tillegg gjennomført kontrollprosesser for å vurdere kvalitets- og informasjonstap, som ved å sammenligne verdier før og etter behandling, og ved å kryssjekke trekronekartene med eksisterende trær gjennom bruk av verktøy som Google Earth og Google Maps. Det er samtidig blitt gjennomført enkelte feltundersøkelser i utvalgte områder, som Marinen.

Den største usikkerheten i behandlingen av datagrunnlaget er knyttet til utfordringene som følge av feil i høydedata, objekter som fanges opp av NDVI-skalaen, og isolerte objekter med diameter under datamaterialets oppløsning på 1x1 meter. Henholdsvis har dette blitt vist å representere blant annet båter, containere, lyktestolper og skilt. Valg av løsning for disse utfordringene er tilknyttet usikkerhet som følge av en avveining mellom type 1 og type 2 feil.



Som eksempel kan bruken av eliminering av isolerte celler som metode for å korrigere for feil tilknyttet blant annet lyktestolper diskuteres. Dette er en metode som oppnår sitt formål, nemlig å i tilstrekkelig grad eliminere en større andel av feilmarkerte lyktestolper fra datasettet. Imidlertid er metoden av lav presisjon, hvorav andre isolerte celler som også kan representere trær kan bli eliminert i samme prosess. Ideelt kunne lyktestolper blitt filtrert ut med en høy presisjon ved tilgang til geografiske aggregerte data. Sammen med nødvendigheten av manuell filtrering av enkelte feilpunkter i datagrunnlaget, knyttes dette opp til større usikkerhet til filtreringsmetoden. Som følge av denne usikkerheten tolkes det derfor å redusere validitets- og reliabilitetsgrunnlag for beregningen av synlighetsanalysen. Dette er noe som må bevisstgjøres, men i henhold til oppgavens formål anses disse prosessene likevel som hensiktsmessig og nødvendig for å konstruere et tilstrekkelig datagrunnlag. Videre vil en replisering av datagrunnlaget derfor være vanskelig. Selv for den metodologiske forklaringen i denne oppgaven er det umulig å inkludere alle detaljer og alle prosesser som er gjennomført.

Samlet sett kan resultatene av behandlingen vise til å inneha en tilstrekkelig kvalitet i henhold til formålet med behandlingsprosessene. Det er likevel ingen garanti for at datagrunnlagene som er konstruert er feilfrie, og det er forekommet informasjons- og kvalitetstap som følge av behandlingen. Spesielt tilknyttet utfordringer som krevde manuell behandling og elimineringen av isolerte celler knyttes det større usikkerhet.

Som følge av at dette er en form for egenprodusert metodologi basert på innspill fra relevante aktører og egen informasjonshenting, kan det ikke garanteres for å være den mest hensiktsmessige, eller mest effektive metoden for kartlegging av urbane trær i Trondheim. Summert kan dette derav ha en påvirkning på validiteten og reliabiliteten i beregningen av synlighetsanalysen.

#### Presisjonen og validiteten av synlighetsanalysens resultater og tolkningsgrunnlag

Når det gjelder resultatene av saklighetsanalysen kan de oppsummert anses som vellykket i henhold til denne oppgavens formål. Resultatene er imidlertid heller ikke feilfrie, noe som er vist påvirket av behandlingen av datagrunnlagene som inngår i analysens beregninger. Totalt sett er derfor gjennomføringen av en replisering av synlighetsanalysen i henhold til Cimburova og Blumentraths arbeider for Oslo vellykket, men det er visse svakheter i resultatene som bør belyses.

En svakhet kan knyttes til MAUP (modifiable areal unit problem), som påvirker beregningen av gjennomsnittlig eksponeringsverdi for hele studieområdet. Dette forekommer gjennom en utilsiktet effekt av de anvendte datagrunnlagene. Avgrensningen av studieområdet er gjort i henhold til oppgavens formål for analyse av urbane trær, samt for å redusere både tids- og ressurskrav for analysen. Denne avgrensningen påvirker imidlertid validiteten og påliteligheten til beregningen av gjennomsnittlig eksponeringsverdi, som tidligere belyst. Dette medfører at gjennomsnittsverdien ikke kan anses som anvendbar til tolkning av resultatene i henhold til usikkerheten.

Som følge av de upålitelige resultatene for gjennomsnittlig eksponeringsverdi for hele studieområdet blir tolkningsgrunnlaget for resultatene basert på den visuelle representasjonen av resultatene. Det er imidlertid viktig å merke at det kan være flere interessante områder som her kan ha blitt oversett, både i henhold til høye og lave eksponeringsverdier. Tolkningen av assosiasjonen til generelt høye eksponeringsverdier for Trondheims boligområder er derfor eksempelvis basert på resultatenes visuelle

representasjon og ikke numeriske beregninger. Det samme gjelder for de sammenhengende beltene av lave eksponeringsverdier som er blitt fremhevet, men disse betraktes som relativt pålitelige funn basert på deres sterke visuelle representasjon i synlighetsanalysen. Den markerte omkretsen av disse områdene er imidlertid mindre nøyaktig som følge av variasjoner innad i områdene. Det forekommer med andre ord ingen tydelige grenser for områdenes utstrekning. De er derfor ment å fremheve eksistensen av disse beltene, hvor områdene er lokalisert geografisk, men ikke for å fange opp eksakt utstrekning.

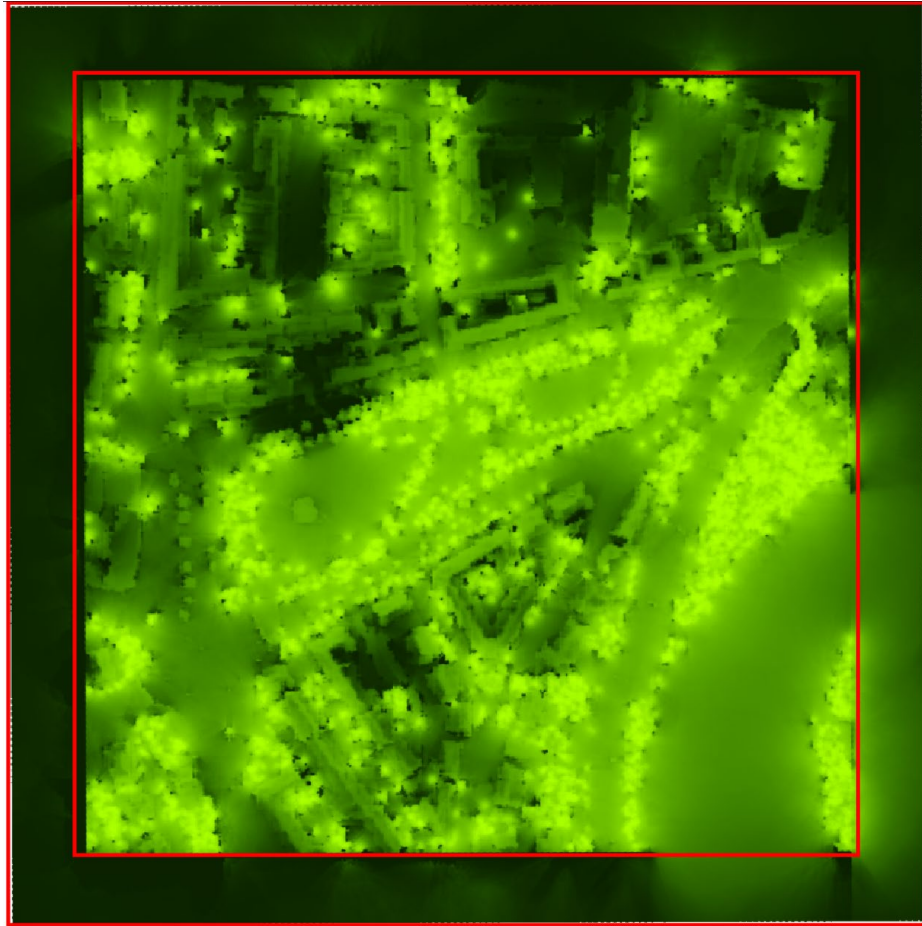
Til sist vil det bemerkes av breddemålene brukt for å eksemplifisere utfordringene tilknyttet arealkrav for ny beplantning i tette urbane områder langs Elgsetergate/Prinsens gate er basert på Googles tjenester, som Google Maps og Google Earth. Det er tilknyttet usikkerhet til deres nøyaktighet som måleverktøy. Det finnes ingen gode alternativer for å validere nøyaktigheten av disse målingene, hvorav andre kilder oppgir varierende breddemål for vegstrekningen som følge av breddevariasjoner langs traseen (Miljøpakken, Norconsult og Trondheim Kommune, 2018). Inkluderingen av eksemplene for Elgsetergate/Prinsens gate er derfor ment å illustrere utfordringer tilknyttet arealprioriteringer i tettbebygde strøk i henhold til ulike arealprioriteringer.

### 6.5.3 Praktisk anvendelse av synlighetsresultater til planleggingsorienterte oppgaver

For å fremheve mulige bruksområder for synlighetsanalyser for mer planleggingsorienterte oppgaver, er det blitt gjennomført en beregning av opprustningstiltakene i bydelen Ila i Trondheim. Selv for at det anses at eksempelet har lyktes i å fremheve et potensielt bruksområde for synlighetsanalyser i henhold til planrelaterte oppgaver, er det også her tilhørende validitets og reliabilitetsutfordringer.

En av disse knyttes til avgrensningen av studieområdet. Dette er trolig faktoren som påvirker usikkerheten til resultatene mest. Avgrensningen ble gjort som et kompromiss for å inkludere en helhetlig representasjon av området samtidig som den skulle være tilpasset for å fange opp de gjennomførte tiltakenes effekter. Det er antydning som sentrale å inkludere en helhetlig representasjon av området siden et fokus kun på tiltaksområdet hvor trær er felt ville kunne resultere i veldig store verdiendringer om ikke trærne rundt også inkluderes. Formålet her er å representere en mer virkelighetsriktig fremstilling av området, som innehar en rekke trær på tvers av studieområdet som samlet sett er med på å påvirke den visuelle eksponeringen i området. Samtidig er det viktig å forsøke å inkludere nok av tiltaksområdet til å kunne måle en effekt. Er omkretsen av studieområdet for stor vil dette kunne resultere i at effektene av de felte trærne oppimot gjennomsnittsmålingen blir for liten, og derav ikke lykkes i å måle noen reell effekt av tiltakene.

Samtidig innehar datagrunnlagene for synlighetsanalysen liknende utfordringer tilknyttet studieområdets omkrets som den overordnede synlighetsanalysen. Dette fører trolig også her til en lavere gjennomsnittlig eksponeringsverdi, men er tolket som mindre problematisk siden bruksområdet for gjennomsnittsmålene er ulikt. Mål av påvirkningseffekt kan her fremdeles beregnes ved inkluderingen av en kontrollanalyse som representerer områdets eksponeringsverdier før gjennomførte tiltak. Det kan likevel ikke garanteres for et fravær av påvirkning på de målte effektene.



*Figur 73: Den røde rammen indikerer at den digitale terrengmodellen har en større utstrekning enn det binære laget som representerer trær. Dette medfører at området langs omkretsen innehar veldig lave eksponeringsverdier, noe som påvirker beregningen av gjennomsnittsverdi. Egenprodusert.*

Oppsummert kunne nok studieområdet utstrekning vært tilpasset noe bedre i henhold til tiltaksområdet. Den målte effekten indikerer veldig liten nedgang i gjennomsnittlig eksponeringsverdi, noe som kan ha årsakssammenheng med at det avgrensede studieområdet er satt i for stor utstrekning. Imidlertid kan det også være som resultat av at felling av trær ikke har en stor påvirkning som følge av at de er gjennomført i et område som allerede har en høy andel trær. Samtidig er det knyttet usikkerhet til påvirkningen av forskjellig utstrekning for datagrunnlagene har for beregningen av effekt. Samlet sett kan disse punktene derfor påvirke resultatenes validitet og reliabilitet.

## 6.5.4 Statistiske analyser

### Datagrunnlagets karakteristikk og organisering

Det er to datamateriale som benyttes i analysene: Sosioøkonomiske og demografiske data anskaffet via Geodata (Geodata, 2023), og resultatene fra kartleggingen av visuell eksponering av urbane trær. Den romlige organiseringen av datamateriale fra Geodata forekommer i rutenett med celler på 100x100 meter, mens resultatet fra kartleggingen av eksponering av urbane trær forekommer som et rasterlag bestående av piksler på 1x1 meter. For å kunne sammenligne og analysere disse datasettene, ble det nødvendig å gjennomføre en behandling av datasettet som representerer den kartlagte eksponeringen for å etablere et felles referansegrunnlag. En hensiktsmessig tilnærming var å beregne den

gjennomsnittlige eksponeringsverdier til urbane trær per celle ved bruk av den samme cellestrukturen som i Geodatas datasett. Den resulterende gjennomsnittsverdien ble deretter inkorporert i attributfeltet som et eget felt sammen med sosioøkonomiske og demografiske variablene. Ved å kombinere begge datasettene i en fil med samme geografiske informasjon og oppløsning, ble datasettet anvendbart for analysering i Rstudio. Ved å organisere datamaterialet i 100x100 meter rutenett overlatt studieområdet for Trondheims tettstedsgrænse, kan dette potensielt resultere utfordringer tilknyttet MAUP (modifiable areal unit problem). MAUP kan være spesielt relevant for geografiske aggregerte data, som mange av de sosioøkonomiske og demografiske variablene er, fordi variasjonen i grænser kan gi svært ulike beregninger og derfor forskjellige resultater (Ferrari og Rae, 2019). Det er derav viktig å ta høyde for hvordan datamaterialet organiseres og deles for å best mulig ta høyde for problematikken som kan oppstå som følge av MAUP. MAUP kan i denne kontekst være relevant å omtale, siden det forekommer fire separate behandlinger av det geografiske datamaterialet.

### Behandling av datagrunnlaget for statistisk analyse

I henhold til oppgavens formål er det gjennomført en geografisk avgrensning av studieområdet etter SSBs tettstedsgrænse for Trondheim. Dette har som formål å avgrense studieområdet med hensyn til faktorer som kompleksitet, prosessetid, kapasitet, og relevans for oppgaven. En slik geografisk avgrensning medfører imidlertid at det dannes grænser i datamateriale som påvirker dens struktur og organisering. En ny grænse i datasettet blir laget, noe som skaper et skille som påvirker hva som inkluderes i kartleggingen av trær, og samtidig hvilke sosioøkonomiske og demografiske informasjoner som inkluderes i analysene.

Eksempelvis kan man vise til at skogområder ikke er inkludert i beregningsgrunnlaget fordi disse områdene ikke er kartlagt og analysert. Siden oppgavens tematikk omhandler urbane trær, ville en kartlegging av skogområder derfor vært utenfor oppgavens formål. Dette har likevel en påvirkning på de statistiske analysene, hvorav enkelte områder kan resultere i å ha en lav eksponeringsverdi som resultat av studieområdets avgrensning. En bredere kartlegging kunne derav vært hensiktsmessig for å imøtekomme denne problematikken, men dette faller ikke innenfor oppgavens formål.

Datamateriale som undersøkes er blitt organisert i rutenett på 100x100 meter celler i samsvar med metoden for datamateriale fra Geodata. Geodata har generert dette rutenettet med vilkårlig plasserte celler over ulike lokasjoner i studieområdet. Hvor grænsene for hver celle overlapper studieområdet påvirker hvilke verdier cellene vil inneha. Alle cellene er originalt i lik størrelse, noe som reduserer problematikken tilknyttet MAUP. Cellene har imidlertid, i samsvar med behandlingen ved avgrensningen av studieområde, blitt påvirket ytterligere. Siden tettstedsgrænsen ikke er en rektangulær grænse, blir enkelte av cellene endret i geografisk størrelse og geometrisk form. Dette kan medbringe en påvirkning på cellenes effekt og informasjon i analysene.

Det er blitt gjennomført en behandling av datasettene for å imøtekomme krav til enkelte romlige statistiske modeller. Blant annet for de romlige modellene Morans I, den romlige lag modellen, og den geografisk vektete regresjonsmodellen, er det et krav om at alle celler må grænse til naboceller. Isolerte celler som kan inneha relevant informasjon om de variablene som undersøkes kan derfor ha blitt eliminert fra datagrunnlaget. Antallet isolerte

celler i forhold til utvalgsstørrelsen i datamateriale anses imidlertid som forholdsvis liten, noe som medfører at grunnlaget for analysene tolkes som tilstrekkelig.

Celler må inneha sosioøkonomiske og demografiske data for å kunne analyseres oppimot den kartlagte eksponeringsverdien til urbane trær. Eksempelvis innehar enkelte områder langs Nidelvkorridoren ingen sosioøkonomisk eller demografisk data siden deler av området er ubebodde. Det samme området innehar imidlertid trær som defineres som urbane. Dette medfører at enkelte celler med høy eksponeringsverdi til urbane trær ikke inkluderes i datagrunnlaget for statistiske analyser siden disse cellene mangler sammenligningsgrunnlag.

I tillegg inkluderes det mange ulike variabler i datamateriale fra Geodata. Enkelte av disse variablene er ikke relevante for tematikken tilknyttet sosioøkonomiske og demografiske effekter på eksponeringen til urbane trær. Disse variablene representeres likevel i celler identisk med andre variabler, men medfører at en rekke celler innehar nullverdier for variablene av interesse. Det er derfor blitt generert et identisk datasett hvor celler som inneholder nullverdier for befolkningsinformasjon er blitt fjernet. Fjerningen av celler uten befolkningsinformasjon argumenteres å ha relevans siden nullverdier her kan være direkte relatert til de andre sosioøkonomiske og demografiske variablene. Forklart med andre ord, bor det ingen personer i cellen, eksisterer det heller ingen verdier for variablene som undersøkes. Dette kan eksempelvis gjelde gjennomsnittlig alder, gjennomsnittlig inntekt, eller gjennomsnittlig utdanningsnivå.

Behandlingen av datasettet kan på den ene siden derfor resultere i mindre støy i datagrunnlaget som analyseres ved å fjerne faktorer som kan påvirke beregningen av resultatene. På den andre siden kan fjerningen av celler resultere i utilsiktede effekter og potensielt påvirke partiskheten til resultatene. For å ta høyde for denne påvirkningen ble det derfor ansett som hensiktsmessig å inkludere begge datasettene i analysene for å sammenligne effektene av to datagrunnlag.

Oppsummert er det blitt gjennomført flere behandlinger av datasettet for å skape et anvendelig grunnlag for gjennomføringen av statistiske analyser. Enkelte av behandlingene har vært nødvendige i henhold til kravene til enkelte statistiske modeller, mens andre behandlinger har blitt gjennomført i forsøk på å redusere støy i datamateriale, og derav skape et bedre analysegrunnlag. Behandlingen har derimot medført påvirkning av datamaterialets organisering og struktur, noe som kan skape et økt rom for problematikken tilknyttet for eksempel MAUP.

### Statistiske modeller og innstillinger

Begrunnelsen for valget av de spesifikke statistiske analysemodellene anvendt i oppgaven har vært å skape et bedre tolkningsgrunnlag i henhold til oppgavens formål. Noen av modellene, som Cramer-von Mises og Morans I, er inkludert for å undersøke datamaterialets egenskaper og oppbygning med den hensikt å avgjøre hvilke statistiske modeller som er anvendbare og best egnet for å oppnå mest mulig optimale resultater. De andre modellene, den romlige lag modellen og den geografiske vektete regresjonsmodellen, er inkludert for å undersøke effektforholdet mellom variablene som undersøkes. De to sistnevnte romlige testene er valgt basert på undersøkelsene av datamaterialets egenskaper og oppbygning. Hver modell er imidlertid kompleks, med mange ulike innstillinger og metoder for beregning av resultater. Dette gjør marginen for feil bruk av beregningsmetode eller fremstilling mulig, noe som det må tas høyde for ved

resultatene. Beregningsmetodene er valgt med det formål å forsøke å gjennomføre de statistiske modellene på best mulig måte basert på datamaterialets karakteristika og oppbygning. Det er imidlertid rom for at andre beregningsmetoder, eller andre statistiske modeller, kunne vært bedre egnet i henhold til datamateriale.

### Resultaters reliabilitet og validitet

Selv om flere variabler kan være signifikante og ha høye estimerte koeffisientverdier, er det mulig at det eksisterer andre uavklarte effekter som også påvirker hvorfor en variabel tilsynelatende påvirker eksponeringsverdien til urbane trær spesifikt. Med R-kvadratverdien kan man måle den estimerte forklaringskraften til modellen, noe som forklarer hvor godt modellen lykkes i å tolke variasjonen som beregnes mellom variablene. Likevel er det ingen garanti for at en målt sammenheng impliserer årsakssammenheng. Dette bygger på fenomenet *skinnsammenheng* eller *spuriøse sammenhenger*, noe som impliserer at to variabler kan samvariere uten at det eksisterer en årsakssammenheng. Man må derfor være forsiktig i tolkningen av årsakssammenhenger i forbindelse med funn av samvariasjon (Rød, 2017). Derav vil det ikke konkluderes med at enkelte samvarierende variabler indikerer en relatert årsakssammenheng. Diskusjon og tolkningen av resultatene er derimot basert på de funn som er vist, og et forsøk på å forklare resultatene basert på variabler som skiller seg ut i analysene.

Visualisering av statistiske resultater er en effektiv metode for en forbedring av tolkningsgrunnlaget. For eksempel er det vist nyttig å bruke visualisering for å illustrere den lokale variasjonen i estimatverdier siden geografisk plassering ikke er indikert i de numeriske resultatene. Dette kan derav vise til hvilke områder som innehar sterkere assosierte effekten mellom de to variablene som undersøkes. Imidlertid kan visualisering være en kompleks oppgave med mange forskjellige tilnærminger til hvordan best representere funn i resultatene. Som følge av datamaterialets struktur og resultatene av analysene, medførte dette visse utfordringer i representasjonen av funnene. Ideelt sett skulle visualiseringen ha hatt like verdibredder, et likt antall og størrelser på intervallene, samt en identisk fargeskala med null som midtpunkt for datasettet. Dette var imidlertid ikke praktisk gjennomførbart, noe som resulterte i at visse kompromiss måtte inngås. Kompromissene har resulterte i en mindre ideell representasjon av resultatene. Det er derfor nødvendig å tolke kartrepresentasjonene nøye for å ta høyde for variasjonen i fremstillingen av datasettene.

## 7 Konklusjon

Fundamentet for denne oppgaven har vært arbeidet gjennomført av Cimburova og Blumentrath (2022), som har utviklet en metodologisk tilnærming for gjennomføring av synlighetsanalyser i Oslo. Oppgaven har hatt et overordnet formål å undersøke implikasjoner, bruksområder og assosierte effekter denne metodologiske tilnærmingen har for studieområdet Trondheim. Gjennom bruk av tilleggsverktøyet `r.viewshed.exposure` er det blitt presentert resultater for eksponeringsverdier til urbane trær på tvers av Trondheim. Disse resultatene har blitt anvendt i videre analyser for å undersøke mulige bruksområder og assosierte effekter.

For å besvare den overordnede problemstillingen forekommer det fire tilhørende forskningsspørsmål. Dette er som følge av at problemstillingen innehar tre elementer; 1) implikasjoner av metodikken for synlighetsanalyser, 2) bruksområder for synlighetsanalyser for planleggingsorienterte oppgaver, og 3) assosierte effekter basert på synlighetsanalysens resultater for studieområdet.

Basert på oppgavens første forskningsspørsmål som omhandler forutsetninger og krav for anvendelse av tilleggsverktøyet `r.viewshed.exposure` i GRASS GIS, kan det konkluderes med at det er visse faktorer som påvirker terskelen og brukervennligheten tilknyttet verktøyet. utfordringer med tilgang til tilstrekkelig datautstyr, manglende kunnskapsgrunnlag om GRASS GIS og andre geografiske informasjonssystemer, samt et potensielt behov for å konstruere egne datagrunnlag basert på rådata av varierende tilgjengelighet, er her viktige faktorer. I tillegg kan omfanget av studieområdet eller prosjektet også påvirke anvendbarheten av verktøyet.

Det vil imidlertid konkluderes med at `r.viewshed.exposure` som analyseverktøy ikke i seg selv utgjør en begrensning, da det oppfattes som relativt intuitivt i anvendelse. Det understrekes derfor at det i hovedsak er de utenforliggende krav og forutsetninger som medfører en økt terskel for anvendelsen av `r.viewshed.exposure` som et effektivt analyseverktøy. Imøtekommelsen av en eller flere av de ovenfornevnte forutsetningene og kravene kan derfor redusere terskelen for bruken av `r.viewshed.exposure` som et effektivt analyseverktøy for ulike bruksområder.

Basert på forskningsspørsmålet om hvordan de visuelle resultatene av synlighetsanalysen for Trondheim kan bidra til en bedre forståelse av eksponeringsverdiene til trær i ulike deler av byen, kan følgende konklusjoner trekkes. Analysen har benyttet Cimburova og Blumentraths metodikk for anvendelse av `r.viewshed.exposure` i GRASS GIS for å gjennomføre synlighetsanalysen. Nødvendigheten av å konstruere datagrunnlag for analysen har vist å være omfattende. Det eksisterer ingen kartlegging av urbane trær i Trondheim Kommune. Som følge av dette er en egen kartlegging gjennomført, tilknyttet en egen konstruert metodologisk tilnærming. Et eget datagrunnlag konstruert gjennom egen metodologisk tilnærming kan her påvirke validiteten og reliabiliteten til resultatene basert på ulike georomlige prosesser, samt tilgjengelig rådata. Likevel anses resultatene av synlighetsanalysen å være tilfredsstillende i henhold til oppgavens formål.

Resultatene av synlighetsanalysen for Trondheim viser flere interessante funn. Byen fremstår på overflaten som grønn, hvorav store deler av byen innehar en høy eksponeringsverdi for urbane trær. Resultatene antyder at dette er spesielt gjeldende for

Trondheims boligområder. Imidlertid eksisterer det også områder med lav eksponeringsverdi, som indikerer mangel på eksponering av urbane trær og fremstår som mulige fokusområder for grønt utviklingsarbeid.

Spesifikt kan det identifiseres to sammenhengende belter med lave eksponeringsverdier innenfor studieområdet. Disse to sammenhengende områdene kan fremstå som en barriere for byens sammenhengende grønnstruktur. Disse områdene kan vises til å inneha enkelte fellestrekk, med arealformål som blant annet industriområder, butikk- og kjøpesenterområder, jordbruksarealer, infrastruktur eller tett bebyggelse.

Sett i lys av empiriske og teoretiske funn kan det konkluderes med at den generelt høye eksponeringsverdien for urbane trær kan gi et godt utgangspunkt for å utnytte de positive egenskapene som tidligere forskning har fremhevet. Kommunen viser i tillegg til planer, strategier og målsetninger for å forvalte og forbedre den urbane grønnstrukturen i Trondheim. Gjennom disse ambisjonene kan resultatene av synlighetsanalysen fremheve potensielle fokusområder for gjennomføring av grønne tiltak.

Selv med et kunnskapsgrunnlag som indikerer områder som kan anses å kreve et grønt løfte, er dette ikke nødvendigvis enkelte å gjennomføre. Som følge av krevende arealprioriteringer i tette urbane områder, kan det være utfordrende å finne tilstrekkelig arealer i samsvar med de ambisjonene som foreligger kommunalt. Dette er blitt eksemplifisert i Elgsetergate/Prinsens gate, en sentral vegtrase i Trondheim som innehar områder med lav eksponeringsverdi, men med mangel på tilgjengelige arealer. Det antydes derfor som nødvendig med større endringer i arealbruk og prioriteringer for å kunne forbedre situasjonsbildet i slike områder.

Som eksempel på bruksområde av synlighetsanalyser er det i tillegg blitt gjennomført en undersøkelse av effektene av opprustningstiltak i bydelen Ila i Trondheim. Dette er i henhold til forskningsspørsmål tre, som omhandler bruken av synlighetsanalyser i planleggingsorienterte oppgaver. Selv for at resultatene av undersøkelsen viser til at opprustningstiltakene i Ila ikke har hatt en betydelig effekt på reduksjonen i eksponeringsverdien til urbane trær i området, viser det imidlertid til hvordan synlighetsanalyser kan være nyttige til planleggingsformål. Det konkluderes derfor at bruken av slike analyser kan bidra til et økt kunnskaps- og beslutningsgrunnlag innen planlegging og utredning. Spesifikt for anvendelsen av *r.viewshed.exposure* konkluderes det at verktøyet kan anses å være bedre tilpasset område- eller detaljplanlegging innenfor en begrenset utstrekning. Dette kan her redusere terskelen i henhold til de tidligere nevnte forutsetninger og krav for gjennomføringen av synlighetsanalyser.

Basert på de statistiske analysene gjennomført i oppgaven kan det oppsummeres at de individuelle uavhengige variablene, som representerer ulike sosioøkonomiske og demografiske forhold, ikke har vist å ha en relativt sterk assosiert effekt på den avhengige variabelen som representerer gjennomsnittlig eksponering av urbane trær. Det vil derfor ikke konkluderes med at det er knyttet noen konkrete funn mellom sosioøkonomiske og demografiske effekter som en forklaring på fordelingen av urbane trær i Trondheim.

Ved funn av statistiske signifikante verdier for enkelte variabler indikerer dette at det er et forhold mellom de undersøkte variablene som ikke forekommer av en tilfeldighet. Tar man imidlertid også resultatene av koeffisientestimatene i betraktning, vises det til svake



assosierte effekter mellom variablene. Lokalt sett, gjennom bruken av en geografisk vektet regresjonsmodell, kan man imidlertid se til at variablene innehar variasjoner basert på geografisk lokasjon. Enkelte områder innehar her en sterkere positiv assosiert effekt mellom de uavhengige variablene og den avhengige variabelen. Det forekommer også lokasjoner som har en kontrasterende negativ assosiert effekt for de samme variablene.

Samlet sett tolkes det derfor som at sammenhengene mellom sosioøkonomiske og demografiske variabler og eksponeringen til urbane trær fremstår som et komplekst og sammensatt tema. Det indikeres en mulighet for at flere utenforliggende faktorer enn de som er inkludert i analysen kan være relevante for å oppnå en dypere forståelse for hva som påvirker fordelingen av eksponering av urbane trær i Trondheim. I tillegg fremhever resultatene av synlighetsanalysen for Trondheim en antydning om generelt høye eksponeringsverdier for byens boligområder. Dette kan være en mulig forklarende årsak til hvorfor ingen av de sosioøkonomiske og demografiske variablene skiller seg ut i analysene. Dette er imidlertid ikke undersøkt videre, og det foreligger her ingen grunnlag til å bekrefte eller avkrefte denne mulige årsaksforklaringen.

## 7.1 Videre forskning

Denne oppgaven har blitt gjennomført over et begrenset tidsrom med et begrenset ressursgrunnlag. Kombinasjonen av tids- og ressursbegrensninger har satt rammer for hva som er blitt gjennomført i denne oppgaven. Videre forskning innen synlighetsanalyser og statistiske analyser av urbane trær kan bidra til å utvide kunnskapsgrunnlag og utforske nye perspektiver i forståelsen av byers grønne strukturer og kvaliteter. Dette kapittelet vil presentere forslag til mulige retninger for fremtidig forskning basert på funn og resultater presentert i denne oppgaven.

En mulig interessant alternativ for videre forskning innen synlighetsanalyser er å utforske sammenligningsgrunnlaget ved bruk av samme metodologi, men med eldre eller fremtidig oppdaterte datagrunnlag. Dette kan gi en innsikt i endringer som forekommer over tid, og derav gi en forståelse av utviklingen av synligheten til urbane trær i Trondheim eller andre byer.

En annen mulig retning for videre forskning kan være å utforske andre bruksområder for resultatene av synlighetsanalyser. Det kan være spesielt interessant å undersøke hvordan planlegging av nye områder, som eksempelvis Nyhavna, tar høyde for integrering av tilstrekkelig andel urbane trær. Som vist i oppgaven kan det være utfordrende å inkorporere tilstrekkelig urbant grønt i områder med allerede høy arealutnyttelse. Derfor kan det være hensiktsmessig å måle effektene før utbygging.

Et annet interessant aspekt som kunne vært undersøkt nærmere er rutevalg for gående og syklende. I et klima- og bærekraftsperspektiv er det viktig å skape et godt grunnlag for valg av aktive mobilitetsformer. Som belyst i oppgaven har urbant grønt mange kvaliteter og positive effekter. En mulig retning for videre forskning kan være å undersøke hvilke ruter folk velger å ta, og om disse rutene kan knyttes til mengden eksponering av urbane trær, eller om andre faktorer forekommer som viktige. Alternativt kan dette gi innsikt i om viktige gang- og sykkelruter innehar tilstrekkelig eksponering av urbane trær. Dette kan bidra til å belyse om det er behov for å forbedre grønnstrukturen langs enkelte viktige gang- og sykkelruter.

Innen statistiske analyser kunne det vært interessant å koble resultater av synlighetsanalysen for urbane trær oppimot den årlige bylivsundersøkelsen. Tidligere bylivsundersøkelser har vist at mange mennesker anerkjenner at flere trær og mer grønt vil forbedre byrommene. Dermed kan en statistisk undersøkelse av byroms-score og visuell eksponeringsverdi vært av interesse for å undersøke en slik sammenheng.

Videre er det relevant å undersøke om den generelt høye eksponeringsverdien for urbane trær i boligområdene i Trondheim kan være en årsaksforklaring for de sosioøkonomiske og demografiske variablene. Tidligere i oppgaven er dette blitt fremmet en hypotetisk forklaring på hvorfor ingen av de sosioøkonomiske og demografiske variablene viser til sterke assosierte effekter eller sammenhenger med andelen eksponering av urbane trær. Statistiske analyser som inkluderer andre variabler, mindre påvirket av befolkningsrelaterte egenskaper, kan også være av betydning for å identifisere andre utenforliggende faktorer som kan påvirke fordelingen av urbane trær i byen. På denne måten kan det bidra til en dypere forståelse av assosierte effekter og sammenhenger.

Samtidig kan det være hensiktsmessig i fremtidig forskning å forsøke å styrke det statistiske grunnlaget ved en nærmere undersøkelse av variablene som skiller seg ut i denne oppgavens resultater. Det kan eksempelvis gjennomføres en elimineringsprosess for å danne et mer solid statistisk grunnlag. I tillegg kan alternative analysemetoder, som for eksempel romlige korrelasjonsanalyser, utforskes for å analysere romlige sammenhenger som det ikke var anledning til å gjennomføre i denne oppgaven.

Eksemplene som er nevnt ovenfor kan dermed gi en bedre innsikt i samspillet mellom synlighet, urbane trær, byrom, og opplevelsen av byen. Dette kan bidra til mer informerte beslutninger og tiltak for å forbedre våre urbane omgivelser i lys av det urbane grønne, og dermed skape et grunnlag for en mer attraktiv og bærekraftig byutvikling.

## 8 Referanseliste

Adli, M. (2011) Urban stress and mental health, *LSE Cities*. Tilgjengelig fra: <https://urbanage.lsecities.net/essays/urban-stress-and-mental-health>.

Aldisa, E. (2020) IS415 Geospatial Analytics and Application. Tilgjengelig fra: <https://rpubs.com/erikaaldisa/spatialweights>.

Amorim, J. H., Engardt, M., Johansson, C., Ribeiro, I. og Sannebro, M. (2021) Regulating and cultural ecosystem services of urban green infrastructure in the nordic countries: A systematic review, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(3). Tilgjengelig fra: <https://www.mdpi.com/1660-4601/18/3/1219>.

Aoki, Y., Yasuoka, Y. og Naito, M. (1985) Assessing the impression of street-side greenery, *Landscape Research*, 10(1), s. 9-13. <https://doi.org/10.1080/01426398508706131>

Austin Peay State University (u.d.) Spatial Regression Analysis. Tilgjengelig fra: <https://chrismgentry.github.io/Spatial-Regression/>.

Ayanlade, A., Jeje, O. D., Nwaezeigwe, J. O., Orimoogunje, O. O. og Olokeogun, O. S. (2021) Rainfall seasonality effects on vegetation greenness in different ecological zones, *Environmental Challenges*, 4. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100144>

Baceviciene, M. og Jankauskiene, R. (2022) The Mediating Effect of Nature Restorativeness, Stress Level, and Nature Connectedness in the Association between Nature Exposure and Quality of Life, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(4). <https://doi.org/10.3390/ijerph19042098>

Banerjee, A., Chitnis, U., Jadhav, S., Bhawalkar, J. og Chaudhury, S. (2009) Hypothesis testing, type I and type II errors, *Industrial psychiatry journal*, 18(2), s. 127. <https://doi.org/10.4103/0972-6748.62274>

Basberg, M. H. og Fasting, M. M. (2023) *Folk i byen*. (Bylivsundersøkelse i Trondheim): Trondheim Kommune. Tilgjengelig fra: <https://www.trondheim.kommune.no/contentassets/ffecb9cef7a640938e626ff7679929c7/bylivsundersokelsen-folk-i-byen-2022.pdf>.

Bayulken, B., Huisingh, D. og Fisher, P. M. (2021) How are nature based solutions helping in the greening of cities in the context of crises such as climate change and pandemics? A comprehensive review, *Journal of Cleaner Production*, 288. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125569>

Bivand, R. (u.d.) Moran's I test for spatial autocorrelation. Tilgjengelig fra: <https://r-spatial.github.io/spdep/reference/moran.test.html#arguments-1>.

Bratman, G. N., Anderson, C. B., Berman, M. G., Cochran, B., de Vries, S., Flanders, J., Folke, C., Frumkin, H., Gross, J. J., Hartig, T., Kahn, P. H., Kuo, M., Lawler, J. J., Levin, P. S., Lindahl, T., Meyer-Lindenberg, A.,

Mitchell, R., Ouyang, Z., Roe, J., Scarlett, L., Smith, J. R., van den Bosch, M., Wheeler, B. W., White, M. P., Zheng, H. og Daily, G. C. (2019) Nature and mental health: An ecosystem service perspective, *Science Advances*, 5(7). <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax0903>

Cheela, V. S., John, M., Biswas, W. og Sarker, P. (2021) Combating urban heat island effect—A review of reflective pavements and tree shading strategies, *Buildings*, 11(3), s. 93. <https://doi.org/10.3390/buildings11030093>

Chen, J. (2023) Normal Distribution: What It Is, Properties, Uses, and Formula. Tilgjengelig fra: <https://www.investopedia.com/terms/n/normaldistribution.asp>.

Cimburova, Z. og Blumentrath, S. (2022) Viewshed-based modelling of visual exposure to urban greenery—An efficient GIS tool for practical planning applications, *Landscape and Urban Planning*, 222. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2022.104395>

Crawford, T. W. (2009) Scale analytical, *International Encyclopedia of Human Geography*, s. 29-36. <https://doi.org/10.1016/B978-008044910-4.00399-0>

De Vries, S., Van Dillen, S. M., Groenewegen, P. P. og Spreeuwenberg, P. (2013) Streetscape greenery and health: Stress, social cohesion and physical activity as mediators, *Social Science & Medicine*, 94, s. 26-33. <https://doi.org/10.1016/j.socscimed.2013.06.030>

ESRI (2021a) What is a z-score? What is a p-value? Tilgjengelig fra: <https://desktop.arcgis.com/en/arcmap/latest/tools/spatial-statistics-toolbox/what-is-a-z-score-what-is-a-p-value.htm>.

ESRI (2021b) *What is ArcMap?* Tilgjengelig fra: <https://desktop.arcgis.com/en/arcmap/latest/map/main/what-is-arcmap-.htm>.

ESRI (u.d.-a) How Spatial Autocorrelation (Global Moran's I) Works. Tilgjengelig fra: <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/latest/tool-reference/spatial-statistics/h-how-spatial-autocorrelation-moran-s-i-spatial-st.htm>.

ESRI (u.d.-b) *Introduction to ArcGIS Pro*. Tilgjengelig fra: <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/latest/get-started/get-started.htm>.

ESRI (u.d.-c) How Geographically Weighted Regression (GWR) works. Tilgjengelig fra: <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/latest/tool-reference/spatial-statistics/how-geographicallyweightedregression-works.htm>.

ESRI (u.d.-d) How Generate Spatial Weight Matrix works. Tilgjengelig fra: <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/latest/tool-reference/spatial-statistics/how-generate-spatial-weights-matrix-spatial-statis.htm>.

ESRI (u.d.-e) *Prediction standard error*. Tilgjengelig fra: <https://support.esri.com/en-us/gis-dictionary/prediction-standard-error>.

European Environment Agency (2020) *Healthy environment, healthy lives : how the environment influences health and well-being in Europe*. Publications Office. Tilgjengelig fra: <https://www.eea.europa.eu/publications/healthy-environment-healthy-lives>.

European Environment Agency (2022) *Air quality in Europe 2022 — European Environment Agency*. (05/2022). Tilgjengelig fra: <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2022>.

Faculty of Public Health (u.d.) Parametric and Non-parametric tests for comparing two or more groups. Tilgjengelig fra: <https://www.healthknowledge.org.uk/public-health-textbook/research-methods/1b-statistical-methods/parametric-nonparametric-tests>.

Falfán, I., Muñoz-Robles, C. A., Bonilla-Moheno, M. og MacGregor-Fors, I. (2018) Can you really see 'green'? Assessing physical and self-reported measurements of urban greenery, *Urban forestry & urban greening*, 36, s. 13-21. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.08.016>

Ferrari, E. og Rae, A. (2019) *GIS for Planning and the Built Environment: An Introduction to Spatial Analysis*. Bloomsbury Academic.

Geodata (2023) *Demografi Grid - GeomapDemografi*. Tilgjengelig fra: <https://dokumentasjon.geodataonline.no/docs/Temakart/Demografi/>.

Geodata (u.d.) *Demografidata*. Tilgjengelig fra: <https://www.geodata.no/produkter-og-tjenester/demografidata>.

Geovekst (2022) *Ortofoto Oslo-Østlandet CIR 2022*. Tilgjengelig fra: <https://kartkatalog.geonorge.no/metadata/ortofoto-oslo-oestlandet-cir-2022/97c45c65-4bf6-4bf9-bf60-b3cdc20be70b>.

Gimond, M. (2019) A basic introduction to Moran's I analysis in R. Tilgjengelig fra: [https://mgimond.github.io/simple\\_moransi\\_example/](https://mgimond.github.io/simple_moransi_example/).

GISGeography (2022a) What is NDVI (Normalized Difference Vegetation Index)? Tilgjengelig fra: <https://gisgeography.com/ndvi-normalized-difference-vegetation-index/>.

GISGeography (2022b) Spatial Autocorrelation and Moran's I in GIS. Tilgjengelig fra: <https://gisgeography.com/spatial-autocorrelation-moran-i-gis/>.

Gómez-Baggethun, E., Gren, Å., Barton, D. N., Langemeyer, J., McPhearson, T., O'farrell, P., Andersson, E., Hamstead, Z. og Kremer, P. (2013) Urban ecosystem services, i Elmqvist, T., *et al.* (red.) *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: Challenges and opportunities: A global assessment*. Springer Netherlands, s. 175-251. [https://doi.org/10.1007/978-94-007-7088-1\\_11](https://doi.org/10.1007/978-94-007-7088-1_11)

Granum, K. (1983) Drabantbyproblematikk, *Tidsskrift for arbeiderbevegelsens historie* (2). Tilgjengelig fra: [https://www.arbark.no/eldok/Arbeiderhistorie1983\\_21.pdf](https://www.arbark.no/eldok/Arbeiderhistorie1983_21.pdf).

Han, W., Wang, G., Liu, J. og Ni, J. (2021) Effects of vegetation type, season, and soil properties on soil microbial community in subtropical forests, *Applied Soil Ecology*, 158. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103813>

Hansen, G. K. (2019) *Samspillet i Byggeprosessen*. Bergen: Fagbokforlaget.

Hanssen, F., Barton, D. N., Venter, Z. S., Nowell, M. S. og Cimburova, Z. (2021) Utilizing LiDAR data to map tree canopy for urban ecosystem extent and condition accounts in Oslo, *Ecological Indicators*, 130. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108007>

Hartmann, K., Krois, J. og Waske, B. (2018) *E-Learning Project SOGA: Statistics and Geospatial Data Analysis*. Tilgjengelig fra: <https://www.geo.fu-berlin.de/en/v/soga/Basics-of-statistics/Continuous-Random-Variables/The-Standard-Normal-Distribution/Determining-the-z-Value/index.html>.

Hastie, T., Tibshirani, R. og Friedman, J. H. (2009) *The elements of statistical learning: data mining, inference, and prediction*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-84858-7>

Hazer, M., Formica, M. K., Dieterlen, S. og Morley, C. P. (2018) The relationship between self-reported exposure to greenspace and human stress in Baltimore, MD, *Landscape and Urban Planning*, 169, s. 47-56. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.08.006>

Hedblom, M., Gunnarsson, B., Iravani, B., Knez, I., Schaefer, M., Thorsson, P. og Lundström, J. N. (2019) Reduction of physiological stress by urban green space in a multisensory virtual experiment, *Scientific reports*, 9(1), s. 1-11. Tilgjengelig fra: <https://www.nature.com/articles/s41598-019-46099-7>.

Howard, E. (2022) *The Sustainable Urban Development Reader*. 4. Routledge.

Hu, T., Wei, D., Su, Y., Wang, X., Zhang, J., Sun, X., Liu, Y. og Guo, Q. (2022) Quantifying the shape of urban street trees and evaluating its influence on their aesthetic functions based mobile lidar data, *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 184, s. 203-214. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2022.01.002>

Institute for Health Metrics and Evaluation (2019) Global Burden of Disease (GBD). Tilgjengelig fra: <https://vizhub.healthdata.org/gbd-results/?params=gbd-api-2019-permalink/d780dffbe8a381b25e1416884959e88b>.

Jimenez, M. P., DeVille, N. V., Elliott, E. G., Schiff, J. E., Wilt, G. E., Hart, J. E. og James, P. (2021) Associations between nature exposure and health: a review of the evidence, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(9). <https://doi.org/10.3390/ijerph18094790>

Kartverket (2022a) *Høgdedata og djupnedata*. Tilgjengelig fra: <https://www.kartverket.no/api-og-data/terrengdata>.

Kartverket (2022b) Punktsky 1.0. Tilgjengelig fra: [https://register.geonorge.no/data/documents/produktspesifikasjoner\\_punktsky-1.0\\_v10\\_produktspesifikasjon-punktsky-1\\_0\\_.pdf](https://register.geonorge.no/data/documents/produktspesifikasjoner_punktsky-1.0_v10_produktspesifikasjon-punktsky-1_0_.pdf).

Kartverket (2023) *Geoveksts produktspesifikasjoner*. Tilgjengelig fra: <https://www.kartverket.no/geodataarbeid/geovekst/fkb-produktspesifikasjoner>.

Kartverket (u.d.) *Høydedata*. Tilgjengelig fra: <https://hoydedata.no/LaserInnsyn2/>.

Kartverket, NIBIO og Statens Vegvesen (u.d.) *Norge i Bilder*. Tilgjengelig fra: <https://norgebilder.no/>.

Kim, S. W. og Brown, R. D. (2021) Urban heat island (UHI) intensity and magnitude estimations: A systematic literature review, *Science of the Total Environment*, 779. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146389>

Kommunalteknikk, Miljøenheten, Trondheim Bydrift og Trondheim Eiendom (2018) Veileder for arbeid nær trær: Trondheim Kommune. Tilgjengelig fra: <https://www.trondheim.kommune.no/globalassets/10-bilder-og-filer/10-byutvikling/trondheim-bydrift/veileder-for-arbeid-nar-trar.pdf>.

Kondo, M. C., Fluehr, J. M., McKeon, T. og Branas, C. C. (2018) Urban green space and its impact on human health, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(3), s. 445. <https://doi.org/10.3390/ijerph15030445>

Labib, S., Huck, J. J. og Lindley, S. (2021) Modelling and mapping eye-level greenness visibility exposure using multi-source data at high spatial resolutions, *Science of the Total Environment*, 755. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143050>

Landsat Missions (u.d.) *Landsat Normalized Difference Vegetation Index*. Tilgjengelig fra: <https://www.usgs.gov/landsat-missions/landsat-normalized-difference-vegetation-index>.

Larkin, A. og Hystad, P. (2019) Evaluating street view exposure measures of visible green space for health research, *Journal of exposure science & environmental epidemiology*, 29(4), s. 447-456. Tilgjengelig fra: <https://www.nature.com/articles/s41370-018-0017-1>.

Lecic-Tosevski, D. (2019) Is urban living good for mental health?, *Current opinion in psychiatry*, 32(3), s. 204-209. <https://doi.org/10.1097/YCO.0000000000000489>

Li, X., Zhang, C., Li, W., Ricard, R., Meng, Q. og Zhang, W. (2015) Assessing street-level urban greenery using Google Street View and a modified green view index, *Urban forestry & urban greening*, 14(3), s. 675-685. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.06.006>

Library of Statistical Techniques (u.d.) Spatial Lag Model. Tilgjengelig fra: [https://lost-stats.github.io/Geo-Spatial/spatial\\_lag\\_model.html](https://lost-stats.github.io/Geo-Spatial/spatial_lag_model.html).

Lin, B. B., Ossola, A., Alberti, M., Andersson, E., Bai, X., Dobbs, C., Elmqvist, T., Evans, K. L., Frantzeskaki, N. og Fuller, R. A. (2021) Integrating solutions to adapt cities for climate change, *The Lancet Planetary Health*, 5(7), s. 479-486. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(21\)00135-2](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(21)00135-2)

Longley, P. A., Goodchild, M. F., Maguire, D. J. og Rhind, D. W. (2015) *Geographic information science and systems*. John Wiley & Sons.

López-Lambas, M. E., Sánchez, J. M. og Alonso, A. (2021) The walking health: A route choice model to analyze the street factors enhancing active mobility, *Journal of Transport & Health*, 22. <https://doi.org/10.1016/j.jth.2021.101133>

Lottrup, L., Stigsdotter, U. K., Meilby, H. og Claudi, A. G. (2015) The workplace window view: a determinant of office workers' work ability and job satisfaction, *Landscape Research*, 40(1), s. 57-75. <https://doi.org/10.1080/01426397.2013.829806>

Lovdata (u.d.) Lov om planlegging og byggesaksbehandling (plan- og bygningsloven) §11-7. Tilgjengelig fra: [https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2008-06-27-71/KAPITTEL\\_2-4-2#%C2%A711-1](https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2008-06-27-71/KAPITTEL_2-4-2#%C2%A711-1).

Lu, B., Charlton, M., Harris, P. og Fotheringham, A. S. (2014) Geographically weighted regression with a non-Euclidean distance metric: a case study using hedonic house price data, *International Journal of Geographical Information Science*, 28(4), s. 660-681. <https://doi.org/10.1080/13658816.2013.865739>

Lu, Y., Sarkar, C. og Xiao, Y. (2018) The effect of street-level greenery on walking behavior: Evidence from Hong Kong, *Social Science & Medicine*, 208, s. 41-49. <https://doi.org/10.1016/j.socscimed.2018.05.022>

Ludwig, B. (2021) Baroque Origins of the Greenery of Urban Interiors in Lower Silesia and the Border Areas of the Former Neumark and Lusatia, *Sustainability*, 13(5). <https://doi.org/10.3390/su13052623>

Mental Health Foundation (2018) *Stress: Are we coping?* Tilgjengelig fra: <https://www.mentalhealth.org.uk/sites/default/files/2022-08/stress-are-we-coping.pdf>.

Mets, K. D., Armenteras, D. og Dávalos, L. M. (2017) Spatial autocorrelation reduces model precision and predictive power in deforestation analyses, *Ecosphere*, 8(5). <https://doi.org/10.1002/ecs2.1824>

Miljødirektoratet (2022) *Friluftsliv i byer og tettsteder*. Tilgjengelig fra: <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/friluftsliv/friluftsliv-i-byene/>.

Miljødirektoratet (2023) By- og tettstednær grønnstruktur i arealplanlegging: Miljødirektoratet. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/overvaking/>.



[arealplanlegging/arealplanlegging/miljohensyn-i-arealplanlegging/friluftsliv/gronnstruktur-i-arealplanlegging/](#).

Miljøpakken (2014) *Sykelstrategi for Trondheim 2014 - 2025*. Tilgjengelig fra: <https://www.trondheim.kommune.no/globalassets/10-bilder-og-filer/10-byutvikling/byplankontoret/temaplaner/sykelstrategi-for-trondheim-2014-2025.pdf>.

Miljøpakken, Norconsult og Trondheim Kommune (2018) *Alternativsvurdering Elgeseter gate, hovedrapport*. Miljøpakken. Tilgjengelig fra: <https://miljopakken.no/wp-content/uploads/2013/01/Alternativsvurdering-hovedrapport.pdf>.

Miljøpakken (2023) Nordre Ilevollen. Tilgjengelig fra: <https://miljopakken.no/prosjekter/nordre-ilevollen>.

Miljøpakken (u.d.) *Miljøpakken*. Tilgjengelig fra: <https://miljopakken.no/>.

Miller, S. V. (2014) Reading a Regression Table: A Guide for Students. Svmiller. Tilgjengelig fra: <http://svmiller.com/blog/2014/08/reading-a-regression-table-a-guide-for-students/>.

Morabito, M., Crisci, A., Guerri, G., Messeri, A., Congedo, L. og Munafò, M. (2021) Surface urban heat islands in Italian metropolitan cities: Tree cover and impervious surface influences, *Science of the Total Environment*, 751. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142334>

National Park Service (u.d.) Air Pollution Removal by Urban Forests. Tilgjengelig fra: <https://www.nps.gov/articles/000/uerla-trees-air-pollution.htm>.

National Wildfire Federation (u.d.) *Ecosystem Services*. Tilgjengelig fra: <https://www.nwf.org/Educational-Resources/Wildlife-Guide/Understanding-Conservation/Ecosystem-Services>.

Njambi, R. (2022) nDSM: How digital surface models and digital terrain models elevate your insights. Tilgjengelig fra: <https://up42.com/blog/ndsms-how-digital-surface-models-and-digital-terrain-models-elevate-your>.

NTNU (u.d.) *R Studio*. Tilgjengelig fra: <https://i.ntnu.no/wiki/-/wiki/Norsk/R+Studio>.

NV5 Geospatial (2023) Global Spatial Statistics. Tilgjengelig fra: <https://www.l3harrisgeospatial.com/docs/globalspatialstatistics.html>.

Open Source Geospatial Foundation (2023a) *R.viewshed.exposure*. Tilgjengelig fra: <https://grass.osgeo.org/grass82/manuals/addons/r.viewshed.exposure.html>.

Open Source Geospatial Foundation (2023b) *About GRASS GIS*. Tilgjengelig fra: <https://grass.osgeo.org/about/>.

Oxford English Dictionary Online (2023) Viewshed, n *Oxford English Dictionary*: Oxford University Press. Tilgjengelig fra: <https://www.oed.com/view/Entry/266225?redirectedFrom=viewshed#eid>.

Perasova, A., Garmon, B., Petras, V. og Mitasova., H. (2015) *Viewshed Analysis, in: Tangible Modeling with Open Source GIS*. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-25775-4>

QGIS (u.d.) *QGIS - The Leading Open Source Desktop GIS*. Tilgjengelig fra: <https://qgis.org/en/site/about/index.html>.

Qiang, Y., Shen, S. og Chen, Q. (2019) Visibility analysis of oceanic blue space using digital elevation models, *Landscape and Urban Planning*, 181, s. 92-102. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.09.019>

Rašković, S. og Decker, R. (2015) The influence of trees on the perception of urban squares, *Urban forestry & urban greening*, 14(2), s. 237-245. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.02.003>

RDocumentation (u.d.-a) *nb2listw: Spatial weights for neighbours lists*. Tilgjengelig fra: <https://www.rdocumentation.org/packages/spdep/versions/1.1-7/topics/nb2listw>.

RDocumentation (u.d.-b) *poly2nb: Construct neighbours list from polygon list*. Tilgjengelig fra: <https://www.rdocumentation.org/packages/spdep/versions/1.1-7/topics/poly2nb>.

Reece, R., Bornioli, A., Bray, I. og Alford, C. (2022) Exposure to green and historic urban environments and mental well-being: results from EEG and psychometric outcome measures, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(20). <https://doi.org/10.3390/ijerph192013052>

Regjeringen (2020) Kommunesammenslåinger i kommunereformen. Tilgjengelig fra: <https://www.regjeringen.no/no/tema/kommuner-og-regioner/kommunestruktur/nye-kommuner/id2470015/>.

Regjeringen (2021) Godt bymiljø og bærekraftige byer. Tilgjengelig fra: <https://www.regjeringen.no/no/tema/klima-og-miljo/klima/innsiktsartikler-klima/bymiljo-og-barekraftige-byer/id2344800/>.

Reid, C. E., Clougherty, J. E., Shmool, J. L. C. og Kubzansky, L. D. (2017) Is All Urban Green Space the Same? A Comparison of the Health Benefits of Trees and Grass in New York City, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(11), s. 1411. Tilgjengelig fra: <https://www.mdpi.com/1660-4601/14/11/1411>.

Reid, S. (2021) Tettbygde områder for 2021 kartlagt. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/areal/artikler/tettbygde-omrader-for-2021-kartlagt>.

Rundle, A. G., Bader, M. D., Richards, C. A., Neckerman, K. M. og Teitler, J. O. (2011) Using Google Street View to audit neighborhood environments, *American journal of preventive medicine*, 40(1), s. 94-100. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.amepre.2010.09.034>

Rzotkiewicz, A., Pearson, A. L., Dougherty, B. V., Shortridge, A. og Wilson, N. (2018) Systematic review of the use of Google Street View in health research: Major themes, strengths, weaknesses and possibilities for future research, *Health & place*, 52, s. 240-246. <https://doi.org/10.1016/j.healthplace.2018.07.001>

Rød, J. K. (2017) *Innføring i GIS og statistikk : verktøy for å beskrive verden*. 2. utg. Bergen: Fagbokforlaget.

Salater, J. K. (2022) *Visuell Eksponering av Urbant Grønt*. Trondheim: NTNU.

Saputro, D., Muhsinin, R. og Widyaningsih, P. (2019) Spatial autoregressive with a spatial autoregressive error term model and its parameter estimation with two-stage generalized spatial least square procedure, *Journal of Physics: Conference Series*, 1217(1). <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1217/1/012104>

Sauer, J. og Stewart, K. (2022) Geographic information science and the United States opioid overdose crisis: a scoping review of methods, scales, and application areas, *Social Science & Medicine*. <https://doi.org/10.1016/j.socscimed.2022.115525>

Scan2CAD (2020) Exploring Accuracy & Possible Data Loss in the Raster-to-Vector Conversion for GIS. Tilgjengelig fra: <https://www.rastertovector.com/articles/gis-raster-to-vector-accuracy/>.

Scott, E. E., McDonnell, A. S., LoTempio, S. B., Uchino, B. N. og Strayer, D. L. (2021) Toward a unified model of stress recovery and cognitive restoration in nature, *Parks Stewardship Forum*, 37(1). <https://doi.org/10.5070/P537151710>

Selmi, W., Weber, C., Rivière, E., Blond, N., Mehdi, L. og Nowak, D. (2016) Air pollution removal by trees in public green spaces in Strasbourg city, France, *Urban forestry & urban greening*, 17, s. 192-201. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.04.010>

Smith, J. (2022) What is Adobe Illustrator. Tilgjengelig fra: <https://www.agitraining.com/adobe/illustrator/classes/what-is-adobe-illustrator>.

Statens Vegvesen (2014) *Universell utforming av veger og gater*. Tilgjengelig fra: [https://www.vegvesen.no/globalassets/fag/handboker/hb-v129-universell-utforming-av-veger-og-gater\\_2011.pdf](https://www.vegvesen.no/globalassets/fag/handboker/hb-v129-universell-utforming-av-veger-og-gater_2011.pdf).

Statens Vegvesen (2022a) *N-V125 Gateveiledning: Planlegging og utforming av gater*. Tilgjengelig fra: <https://viewers.vegnorm.vegvesen.no/product/859947?filePath=886d1781-a92a-4146-9321-aae402e2bd36.pdf&isPrint=1>.

Statens Vegvesen (2022b) N100 Veg- og gateutforming. Tilgjengelig fra: <https://viewers.vegnorm.vegvesen.no/product/859943?filePath=n100prodoktoberv10.pdf&isPrint=1>.

Statistisk Sentralbyrå (2022) *Tettsteders befolkning og areal*. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/befolkning/folketall/statistikk/tettsteders-befolkning-og-areal>.

Sun, S. (2023) Data Analysis and Visualization with R: Spatial. Tilgjengelig fra: <http://www.geo.hunter.cuny.edu/~ssun/R-Spatial/spregression.html>.

Sun, Y., Wang, X., Zhu, J., Chen, L., Jia, Y., Lawrence, J. M., Jiang, L.-h., Xie, X. og Wu, J. (2021) Using machine learning to examine street green space types at a high spatial resolution: Application in Los Angeles County on socioeconomic disparities in exposure, *Science of the Total Environment*, 787. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147653>

Tabrizian, P., Baran, P. K., Van Berkel, D., Mitasova, H. og Meentemeyer, R. (2020) Modeling restorative potential of urban environments by coupling viewscape analysis of lidar data with experiments in immersive virtual environments, *Landscape and Urban Planning*, 195. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.103704>

Thagaard, T. (2018) *Systematikk og innlevelse : en innføring i kvalitative metoder*. 5. utg. Bergen: Fagbokforl.

The Investopedia Team (2023) R-Squared vs. Adjusted R-Squared: What's the Difference? Tilgjengelig fra: <https://www.investopedia.com/ask/answers/012615/whats-difference-between-rsquared-and-adjusted-rsquared.asp>.

Thompson, C. W., Roe, J., Aspinall, P., Mitchell, R., Clow, A. og Miller, D. (2012) More green space is linked to less stress in deprived communities: Evidence from salivary cortisol patterns, *Landscape and Urban Planning*, 105(3), s. 221-229. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.12.015>

Timestad, S. B. (2015) *Gåstrategien som skal gjøre Trondheim til en enda grønnere by*. Tilgjengelig fra: <https://trondheim2030.no/2015/11/02/gastrategien-som-skal-gjore-trondheim-til-en-enda-gronnere-by/>.

Tobler, W. R. (1970) A computer movie simulating urban growth in the Detroit region, *Economic geography*, 46(sup1). Tilgjengelig fra: [https://people.geog.ucsb.edu/~tobler/publications/pdf\\_docs/A-Computer-Movie.pdf](https://people.geog.ucsb.edu/~tobler/publications/pdf_docs/A-Computer-Movie.pdf).

Trondheim Kommune (2017) *Plan for friluftsliv og grønne områder*. Tilgjengelig fra: <https://sites.google.com/trondheim.kommune.no/pfg>.

Trondheim Kommune (2019) Boligfortetting i Trondheim - status og muligheter. Tilgjengelig fra: <https://www.trondheim.kommune.no/globalassets/10-bilder-og-filer/10->

[byutvikling/byplankontoret/1b\\_off-ettersyn/2019/byutviklingsstrategi-trondheim--strategi--arealtrsp-2050/7.-boligfortetting-i-trondheim---status-og-muligheter.pdf.](https://sites.google.com/trondheim.kommune.no/levekar-og-folkehelse/n%C3%A6rmilj%C3%B8/parker-og-gr%C3%B8ntarealer?authuser=0)

Trondheim Kommune (2021a) *Parker og grøntarealer.* Tilgjengelig fra: <https://sites.google.com/trondheim.kommune.no/levekar-og-folkehelse/n%C3%A6rmilj%C3%B8/parker-og-gr%C3%B8ntarealer?authuser=0>.

Trondheim Kommune (2021b) *Personinntekt.* Tilgjengelig fra: <https://sites.google.com/trondheim.kommune.no/levekar-og-folkehelse/inntekt/personinntekt?authuser=0>.

Trondheim Kommune (2021c) *Hvorfor levekår- og folkehelse rapport?* Tilgjengelig fra: <https://sites.google.com/trondheim.kommune.no/levekar-og-folkehelse/innledning>.

Trondheim Kommune (2021d) *Selvopplevd helse.* Tilgjengelig fra: <https://sites.google.com/trondheim.kommune.no/levekar-og-folkehelse/helsetilstand/selvopplevd-helse?authuser=0>.

Trondheim Kommune (2022a) *Trondheimsløftet.* Tilgjengelig fra: <https://drive.google.com/file/d/1zwjAOfyjBG318E7yAjU-sd3QCz6rqDCR/view>.

Trondheim Kommune (2022b) *Kommuneplanens arealdel 2022-2034: Bestemmelser og retningslinjer.* Tilgjengelig fra: [https://www.trondheim.kommune.no/globalassets/10-bilder-og-filer/10-byutvikling/byplankontoret/1b\\_off-ettersyn/2022/kommuneplanens-arealdel-2022-2034/planbestemmelser.pdf](https://www.trondheim.kommune.no/globalassets/10-bilder-og-filer/10-byutvikling/byplankontoret/1b_off-ettersyn/2022/kommuneplanens-arealdel-2022-2034/planbestemmelser.pdf).

Trondheim Kommune (2023a) *Plan for friluftsliv og grønne områder.* Tilgjengelig fra: <https://sites.google.com/trondheim.kommune.no/planforfriluftsliv2/planforslaget?authuser=0>.

Trondheim Kommune (2023b) *Befolkningsprognoser.* Tilgjengelig fra: <https://www.trondheim.kommune.no/aktuelt/om-kommunen/statistikk/prognoser/>.

Trondheim Kommune (2023c) *Normtegninger enkeltvis i pdf format.* Tilgjengelig fra: <https://www.trondheim.kommune.no/tema/bygg-kart-og-eiendom/for-leverandorer/prosjekteringsverktoy/normtegninger-enkeltvis-i-pdf-format/>.

Trondheim Kommune (2023d) *Bytrær.* Tilgjengelig fra: <https://sites.google.com/trondheim.kommune.no/planforfriluftsliv2/bytr%C3%A6r>.

United States Environmental Protection Agency (2022) *Reduce Urban Heat Island Effect.* Tilgjengelig fra: <https://www.epa.gov/green-infrastructure/reduce-urban-heat-island-effect>.

Ventriglio, A., Torales, J., Castaldelli-Maia, J. M., De Berardis, D. og Bhugra, D. (2021) *Urbanization and emerging mental health issues, CNS spectrums, 26(1), s. 43-50.* Tilgjengelig fra:

<https://www.cambridge.org/core/journals/cns-spectrums/article/urbanization-and-emerging-mental-health-issues/A458AD66F75A7A9711688B695043F9B2>.

Verdens Helseorganisasjon (2017) Urban green spaces: a brief for action. Tilgjengelig fra: [https://www.euro.who.int/\\_data/assets/pdf\\_file/0010/342289/Urban-Green-Spaces\\_EN\\_WHO\\_web3.pdf](https://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0010/342289/Urban-Green-Spaces_EN_WHO_web3.pdf).

Villeneuve, P. J., Ysseldyk, R. L., Root, A., Ambrose, S., DiMuzio, J., Kumar, N., Shehata, M., Xi, M., Seed, E. og Li, X. (2018) Comparing the normalized difference vegetation index with the Google street view measure of vegetation to assess associations between greenness, walkability, recreational physical activity, and health in Ottawa, Canada, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(8), s. 1719. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/ijerph15081719>

Wang, R., Zhao, J., Meitner, M. J., Hu, Y. og Xu, X. (2019) Characteristics of urban green spaces in relation to aesthetic preference and stress recovery, *Urban forestry & urban greening*, 41, s. 6-13. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.03.005>

Yan, J., Zhou, W., Han, L. og Qian, Y. (2018) Mapping vegetation functional types in urban areas with WorldView-2 imagery: Integrating object-based classification with phenology, *Urban forestry & urban greening*, 31, s. 230-240. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.01.021>

Yang, J., Zhao, L., McBride, J. og Gong, P. (2009) Can you see green? Assessing the visibility of urban forests in cities, *Landscape and Urban Planning*, 91(2), s. 97-104. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.12.004>

Yang, L., Qian, F., Song, D.-X. og Zheng, K.-J. (2016) Research on urban heat-island effect, *Procedia engineering*, 169, s. 11-18. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.proeng.2016.10.002>

Zach (2021a) How to Interpret Negative AIC Values. Tilgjengelig fra: <https://www.statology.org/negative-aic/>.

Zach (2021b) How to Interpret the Intercept in a Regression Model (With Examples). Tilgjengelig fra: <https://www.statology.org/intercept-in-regression/>.

Zach (2022) How to Perform a Cramer-Von Mises Test in R (With Examples). Tilgjengelig fra: <https://www.statology.org/cramer-von-mises-test-r/>.

Zhao, N., Prieur, J.-F., Liu, Y., Kneeshaw, D., Lapointe, E. M., Paquette, A., Zinszer, K., Dupras, J., Villeneuve, P. J. og Rainham, D. G. (2021) Tree characteristics and environmental noise in complex urban settings—A case study from Montreal, Canada, *Environmental Research*, 202. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111887>

Aarnes, H. (2021) Klorofyll *Store Norske Leksikon*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/klorofyll>.

Aarsæther, N., Falleth, E., Nyseth, T. og Kristiansen, R. (red.) (2020) *Plan og Samfunn*. Oslo: Cappelen Damm Akademisk.

# 9 Vedlegg

## 9.1 Vedlegg 1

Koder benyttet i Rstudio:

### **Cramer-von Mises test:**

```
library(goftest)
library(sp)
library(spdep)
library(maptools)
# Read in shapefile
mydata
readShapeSpatial("D:/Export/3UN_demografiskdata_og_eksponeringsverdi.shp") <-
# Test normality of Grid_views variable
cvm.test(mydata$Grid_views)
# Test normality of antall_per variable
cvm.test(mydata$antall_per)
# Test normality of ald_snitta variable
cvm.test(mydata$ald_snitta)
# Test normality of bot_enebol variable
cvm.test(mydata$bot_enebol)
# Test normality of bot_blokk variable
cvm.test(mydata$bot_blokk)
# Test normality of int_snitti variable
cvm.test(mydata$int_snitti)
# Test normality of for_snittf variable
cvm.test(mydata$for_snittf)
# Test normality of utn_hogsko variable
cvm.test(mydata$utn_hogsko)
# Test normality of utn_hogs_1 variable
cvm.test(mydata$utn_hogs_1)
```

### **Morans I test:**

```
# Load required packages
```



```

library(spdep)
library(sp)
library(maptools)
# Read in shapefile
mydata
readShapeSpatial("D:/Export/3UN_demografiskdata_og_eksponeringsverdi.shp")
# Create distance-based weights matrix
dn <- dnearneigh(coordinates(mydata), 0, 200)
listw <- nb2listw(dn, style="W")
# Convert to binary neighbor object
nb <- nb2mat(dn)
# Run Moran's I test on all variables
vars <- c("antall_per", "ald_snitta", "bot_enebol", "bot_blokk", "for_snittf", "int_snitti",
"utn_hogsko", "utn_hogs_1", "Grid_views")
for (i in 1:length(vars)) {
  mi <- moran.test(mydata[[vars[i]]], listw = listw, alternative="two.sided",
randomisation=TRUE)
  cat(paste(vars[i], ": Moran's I test statistic =", mi$estimate, "\n"))
  cat(paste(vars[i], ": p-value =", mi$p.value, "\n\n"))
}

```

### **Romlig lag modell (SLM)**

```

# Load libraries
library(spdep)
library(sf)
library(spatialreg)
# Read in data
data <- st_read("D:/Export/3UN_demografiskdata_og_eksponeringsverdi.shp")
# Create a spatial weight matrix
nb <- poly2nb(data)
W <- nb2listw(nb, style = "W")
# Create lagged versions of the variables
data$Grid_views_lag <- lag.listw(W, data$Grid_views)

```

```

data$antall_per_lag <- lag.listw(W, data$antall_per)
data$ald_snitta_lag <- lag.listw(W, data$ald_snitta)
data$bot_enebol_lag <- lag.listw(W, data$bot_enebol)
data$bot_blokk_lag <- lag.listw(W, data$bot_blokk)
data$int_snitti_lag <- lag.listw(W, data$int_snitti)
data$for_snittf_lag <- lag.listw(W, data$for_snittf)
data$utn_hogsko_lag <- lag.listw(W, data$utn_hogsko)
data$utn_hogs_1_lag <- lag.listw(W, data$utn_hogs_1)

# Run the regression analysis
model <- lm(Grid_views ~ antall_per_lag + ald_snitta_lag + bot_enebol_lag +
bot_blokk_lag + int_snitti_lag + for_snittf_lag + utn_hogsko_lag + utn_hogs_1_lag +
Grid_views_lag, data = data)

summary(model)

# Run the spatial lag model with lagged variables
fit.lag <- lagsarlm(Grid_views ~ antall_per + ald_snitta + bot_enebol + bot_blokk +
int_snitti + for_snittf + utn_hogsko + utn_hogs_1 +
                    Grid_views_lag + antall_per_lag + ald_snitta_lag + bot_enebol_lag +
bot_blokk_lag + int_snitti_lag +
                    for_snittf_lag + utn_hogsko_lag + utn_hogs_1_lag,
                    data = data, listw = W, method = "eigen")

summary(fit.lag)

# Coefficient estimates, standard errors, z-values, and p-values
result <- coef(summary(fit.lag))
coefs <- result[, "Estimate"]
std_err <- result[, "Std. Error"]
z_values <- coefs / std_err
p_values <- 2 * (1 - pnorm(abs(z_values)))

# Print coefficient results
for (i in 1:length(coefs)) {
  cat(paste0("Coefficient ", i, ":\n"))
  cat(paste0("Estimate: ", round(coefs[i], 5)), "\n")
  cat(paste0("Standard Error: ", round(std_err[i], 5)), "\n")
  cat(paste0("z-value: ", round(z_values[i], 5)), "\n")
}

```

```

    cat(paste0("p-value: ", round(p_values[i], 5)), "\n\n")
  }

```

### **Geografisk vektet regresjonsmodell (GWR)**

```

library(sf)
library(GWmodel)
library(sp)
# Load shapefile
nycDat <- st_read("D:/Export/3UN_demografiskdata_og_eksponeringsverdi.shp")
# Remove all the NAs in the dataset
nycDatNoNA <- nycDat %>% tidyr::drop_na()
# Convert to SpatialDataFrame
nycDatNoNA_sp <- nycDatNoNA %>% sf::as_Spatial()
# Estimate an optimal bandwidth
bwVal <- GWmodel::bw.gwr(log(Grid_views + 1) ~ log(1 + antall_per) +
  log(1 + ald_snitta) + log(1 + bot_enebol) +
  log(1 + bot_blokk) + log(1 + for_snittf) +
  log(1 + int_snitti) + log(1 + utn_hogsko) +
  log(1 + utn_hogs_1),
  data = nycDatNoNA_sp,
  approach = 'AICc', kernel = 'bisquare',
  adaptive = TRUE)
# Perform a basic GWR
gwr.res <- gwr.basic(log(Grid_views + 1) ~ log(1 + antall_per) +
  log(1 + ald_snitta) + log(1 + bot_enebol) +
  log(1 + bot_blokk) + log(1 + for_snittf) +
  log(1 + int_snitti) + log(1 + utn_hogsko) +
  log(1 + utn_hogs_1),
  data = nycDatNoNA_sp,
  bw = bwVal, kernel = "bisquare", adaptive = TRUE)
# Show the results
print(gwr.res)

```

## Visualisering av resultater (GWR)

Første steg er å konvertere navnene på variablene laget i GWR modellen til navn som kan leses av *ssplot* pakken i R.

```
# Because the ssplot cannot handle those unconventional column names, we need to do extra works.
```

```
spGWRData <- gwr.res$SDF@data;
spGWRData$coefAntallPer <- spGWRData$log(1 + antall_per);
spGWRData$coefbotBlokk <- spGWRData$log(1 + bot_blokk);
spGWRData$coefbotEnebol <- spGWRData$log(1 + bot_enebol);
spGWRData$coefaldSnitta <- spGWRData$log(1 + ald_snitta);
spGWRData$coefforSnittf <- spGWRData$log(1 + for_snittf);
spGWRData$coefintSnitti <- spGWRData$log(1 + int_snitti);
spGWRData$coefutnHogsko <- spGWRData$log(1 + utn_hogsko);
spGWRData$coefutnHogs1 <- spGWRData$log(1 + utn_hogs_1);
```

```
spGWR <- gwr.res$SDF;
spGWR@data <- spGWRData;
```

### **Lokal R2 (R-kvadratverdi) visualisert:**

```
library(RColorBrewer)
library(sp)
# Get the values of 'Local_R2'
values <- spGWR$Local_R2
# Remove missing or infinite values
values <- values[is.finite(values)]
# Check if there are valid values
if (length(values) > 0) {
  # Specify the desired number of intervals
  num_intervals <- 1
  # Calculate the interval size based on the desired number of intervals
  interval_size <- 1 / num_interval
  # Calculate breaks
```

```

breaks <- seq(0, 1, length.out = num_intervals + 1)

# Generate the color palette from red to green
color_palette <- colorRampPalette(colors = c("red", "yellow", "green"))(num_intervals)
# Create the map with the specified color scale
splot(spGWR, 'Local_R2', main = "Local R Squared",
      col.regions = color_palette, at = breaks)
} else {
  # Handle case when there are no valid values
  cat("No valid values found.")
}

```

***Lokalt koefisientestimat visualisert:***

```

# Extract the coefficient values for the specific variable
coefficient_values <- spGWR$coefutnHogs1
# Remove missing or infinite values
coefficient_values <- coefficient_values[is.finite(coefficient_values)]
# Check if there are valid values
if (length(coefficient_values) > 0) {
  # Specify the desired number of intervals
  num_intervals <- 20
  # Calculate the maximum absolute value in the coefficient values
  max_abs_value <- max(abs(coefficient_values))
  # Calculate the interval size based on the maximum absolute value and desired number
of intervals
  interval_size <- max_abs_value / num_intervals
  # Calculate the adjusted max and min values to ensure equal interval sizes
  max_value <- ceiling(max_abs_value / interval_size) * interval_size
  min_value <- -max_value
  # Calculate breaks
  breaks <- seq(min_value, max_value, length.out = num_intervals + 1)
  # Generate the color palette from blue to yellow to red

```

```

color_palette <- colorRampPalette(colors = c("blue", "yellow", "red"))(num_intervals)
# Find the index corresponding to the 0 value
zero_index <- which(breaks <= 0 & tail(breaks, -1) > 0)
# Create the map with the specified color scale
spplot(spGWR, 'coefutnHogs1', main = "Estimated Coefficients of utn_hogs_1 on
Grid_views",
        col.regions = color_palette, at = breaks)
} else {
  # Handle case when there are no valid coefficient values
  cat("No valid coefficient values found.")
}

```

***Lokale p-verdien for signifikans visualisert:***

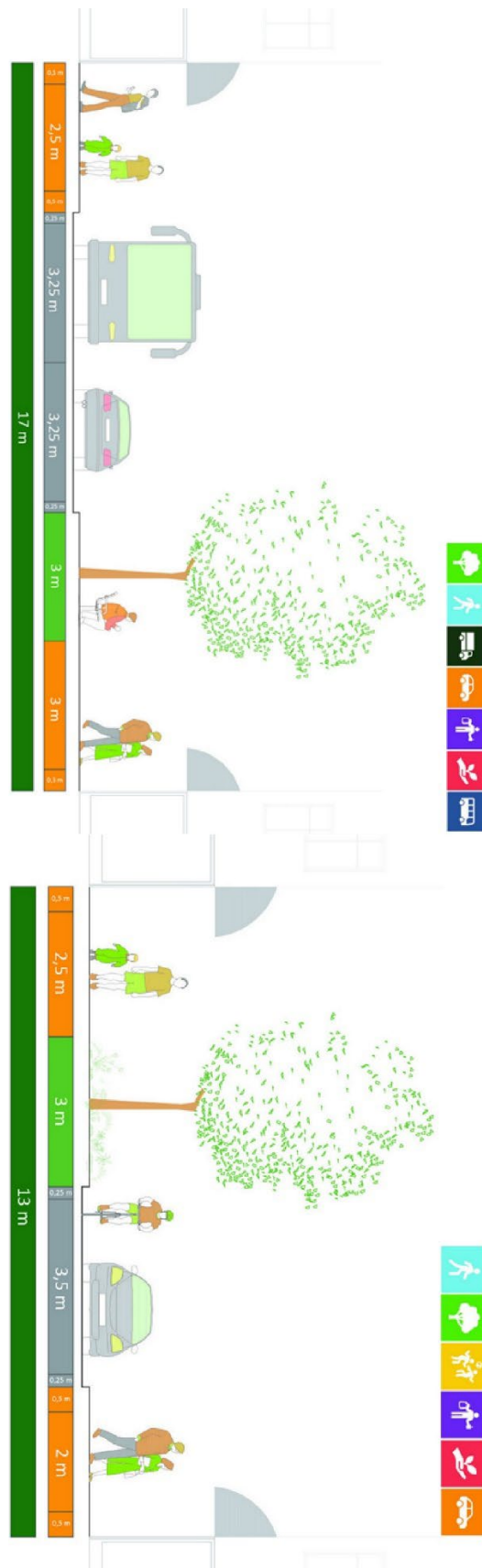
```

# Calculate the p value from t value
spGWRData$pAntallPer <- 2*pt(-abs(spGWRData$log(1 + antall_per)_TV`), df =
dim(spGWRData)[1] -1)
spGWR <- gwr.res$SDF;
spGWR@data <- spGWRData;spplot(spGWR, 'pAntallPer', main="p-value of Antall_per and
Grid_views")

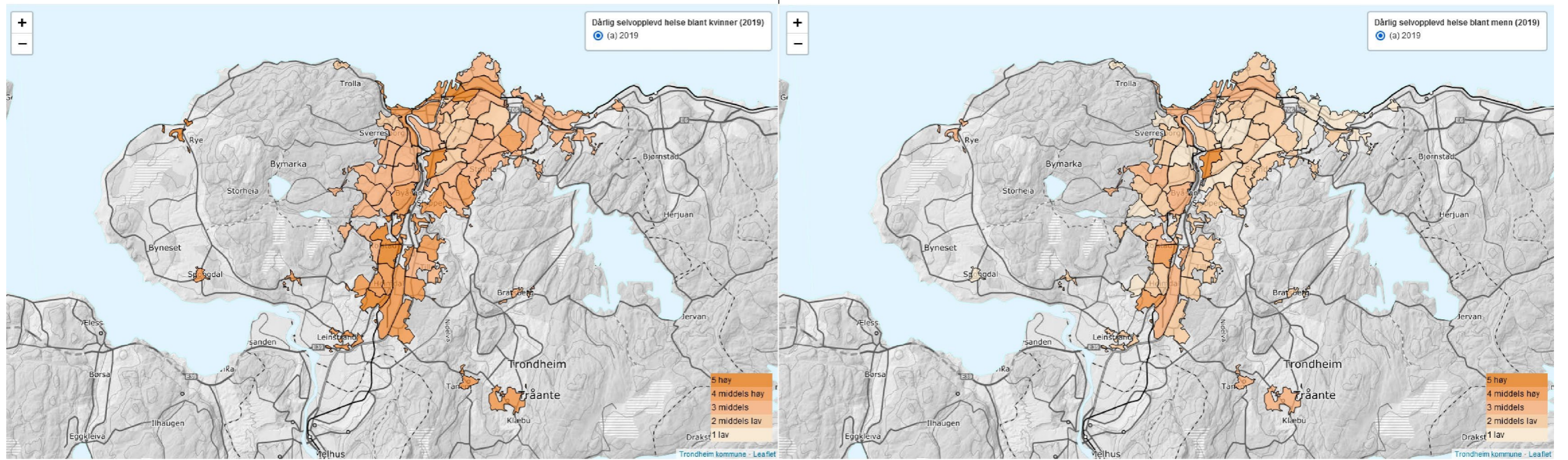
```

## 9.2 Vedlegg 2

Figur 9: Eksempler på gateutforming i henhold til arealkrav. Legg merke til den totale bredden som løsningene krever. (Statens Vegvesen, 2022b, s. 84, 87).

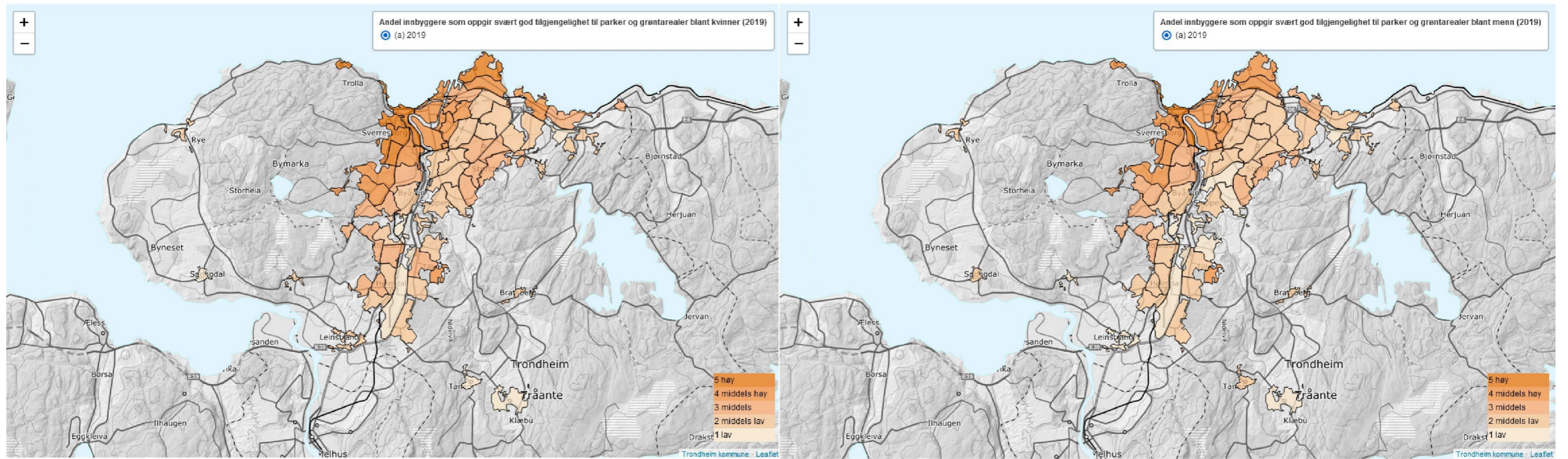


Figur 10: Geografisk representasjon av andelen som oppgir dårlig selvopplevd helse. Til venstre for kvinner, til høyre for menn. (Trondheim Kommune, 2021a).

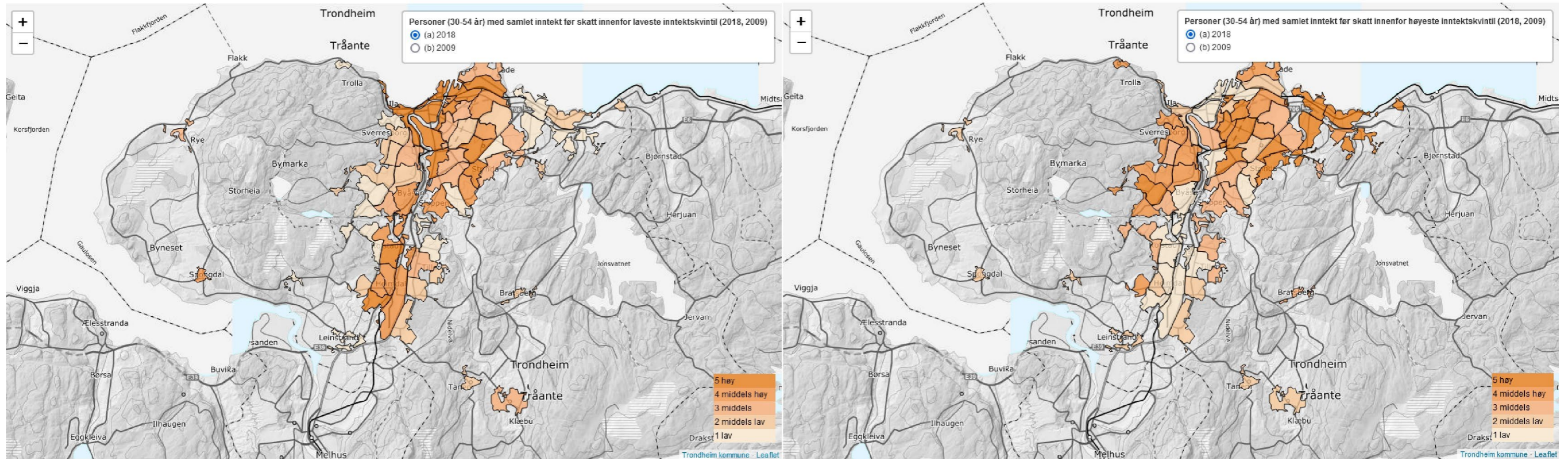




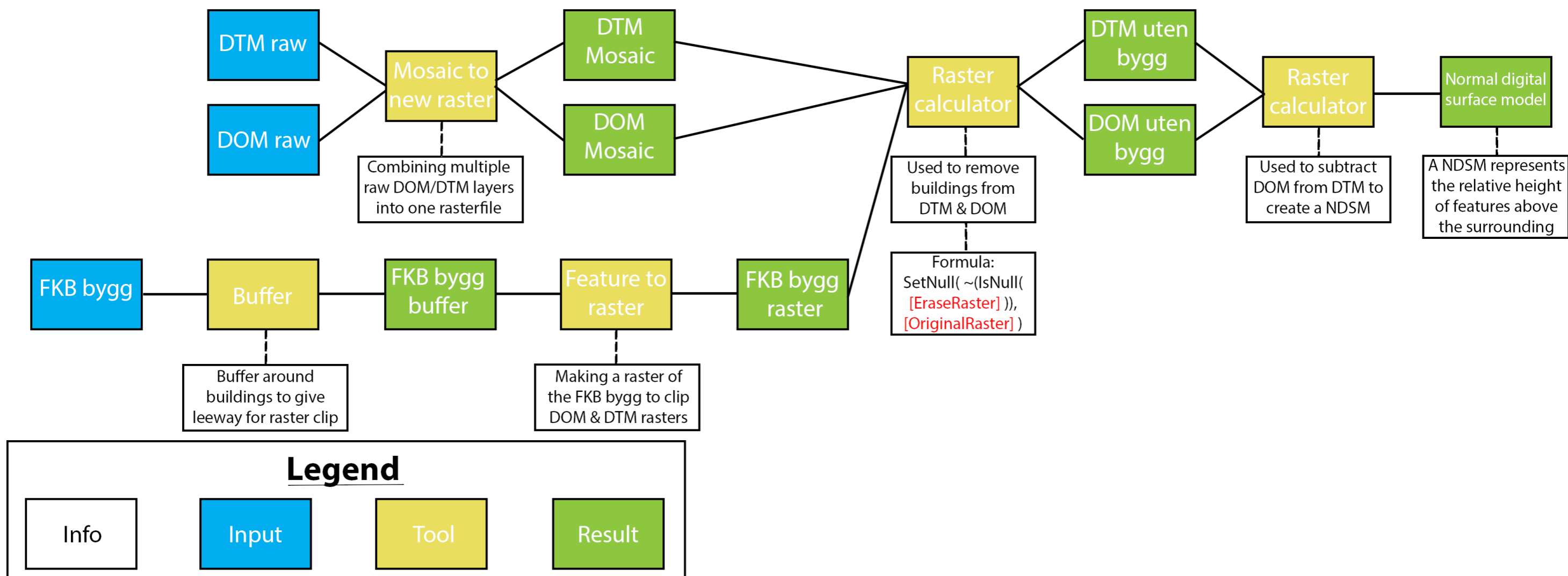
Figur 11: Fordeling av opplevd tilgjengelighet til parker og grøntarealer for hvert studieområde. (Trondheim Kommune, 2021b).



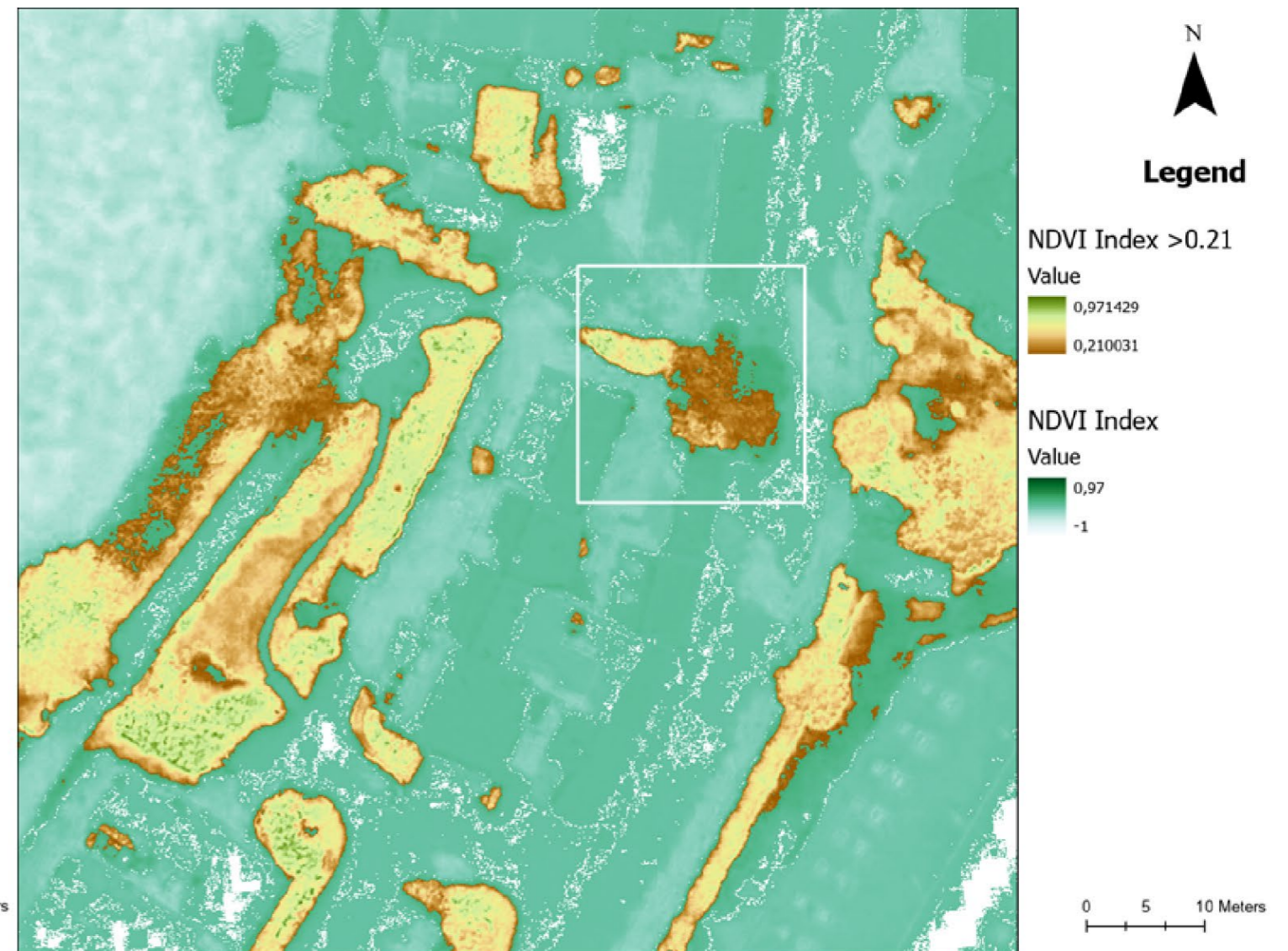
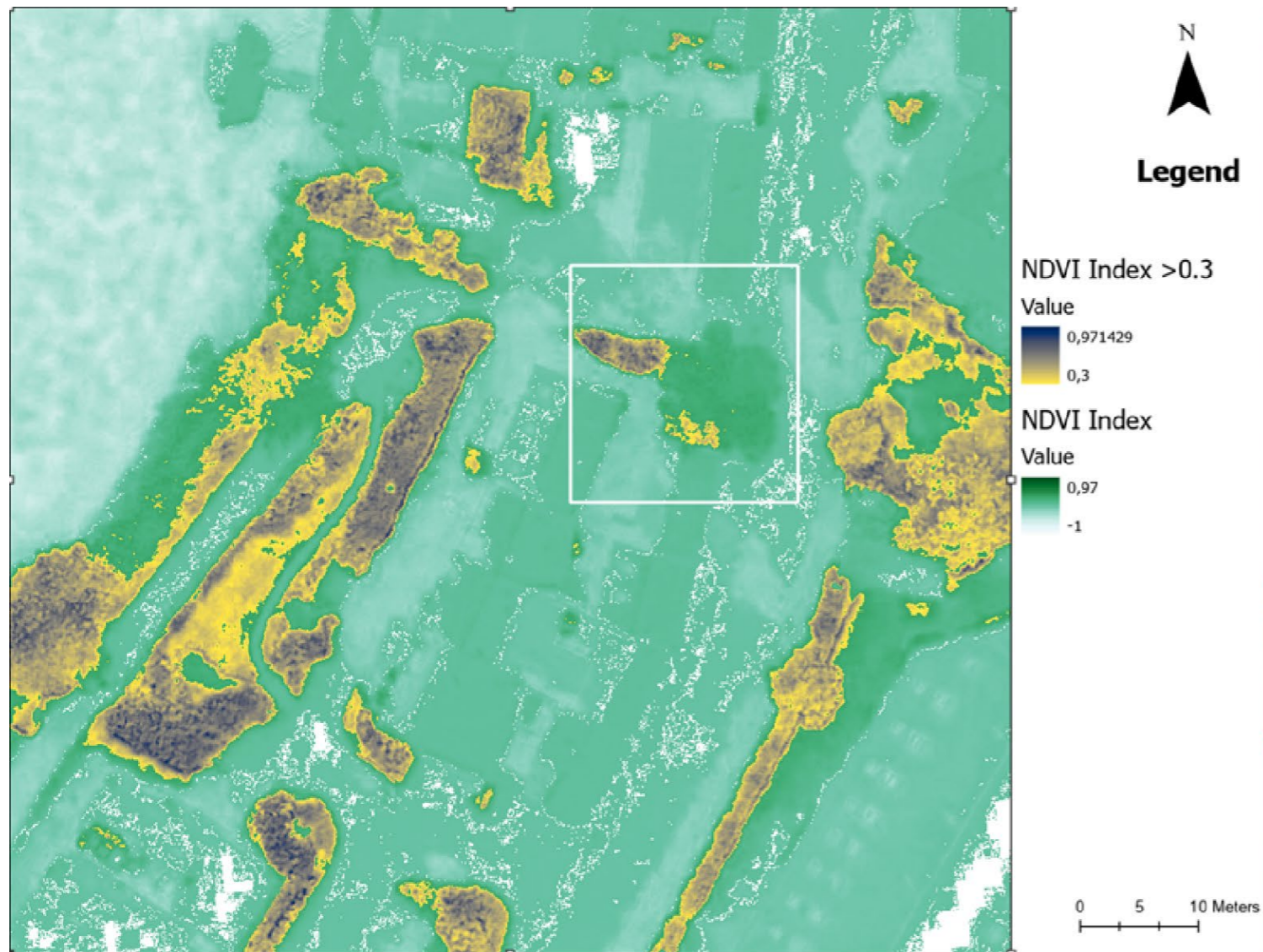
Figur 12: Sammenligning av inntektsforskjeller i Trondheim. Til venstre: samlet inntekt før skatt innenfor laveste inntektskvintil. Til høyre: samlet inntekt før skatt innenfor høyeste inntektskvintil. (Trondheim Kommune, 2021c).



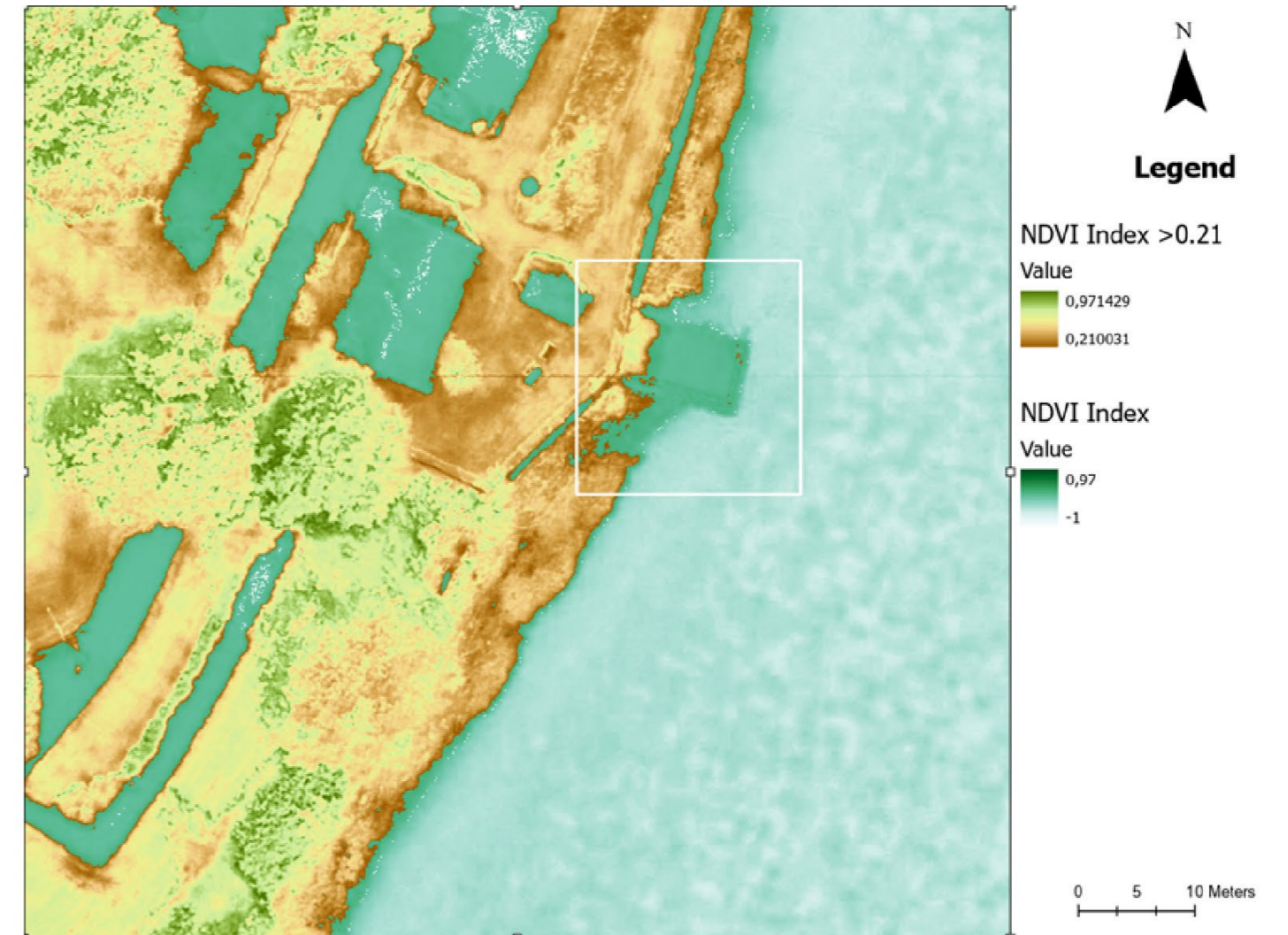
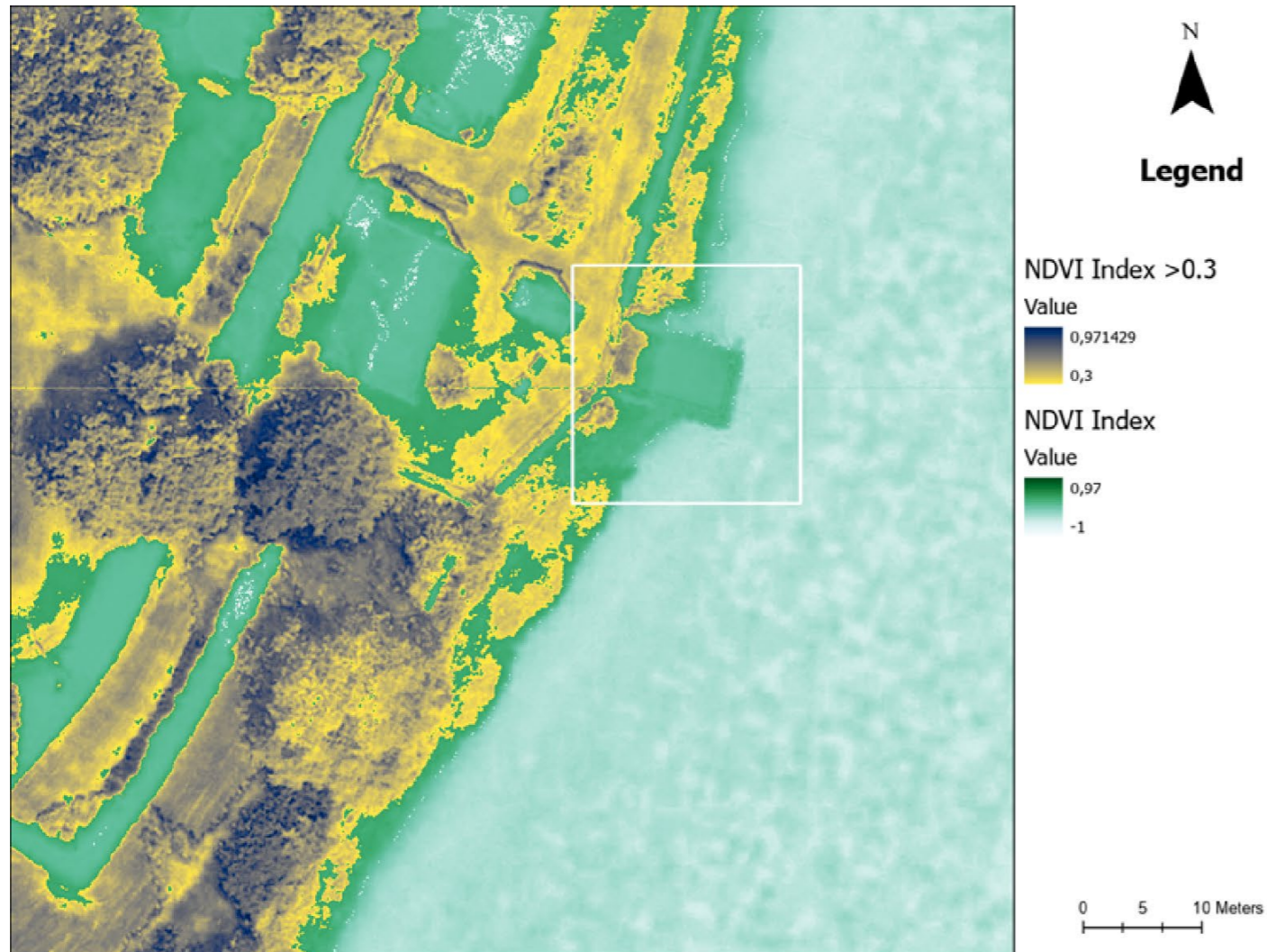
Figur 15: viser en illustrasjon av prosessen for konstruksjon av en NDSM. GIS-programmet ArcGIS Pro har et standard skriftspråk på Engelsk, noe som gjør oversettelser vanskelig. Bildet viser til fire fargekoder som representerer 1) Info (informasjon), 2) Input (inndata), 3) Tool (verktøy), og 4) Result (resultat). Egenprodusert.



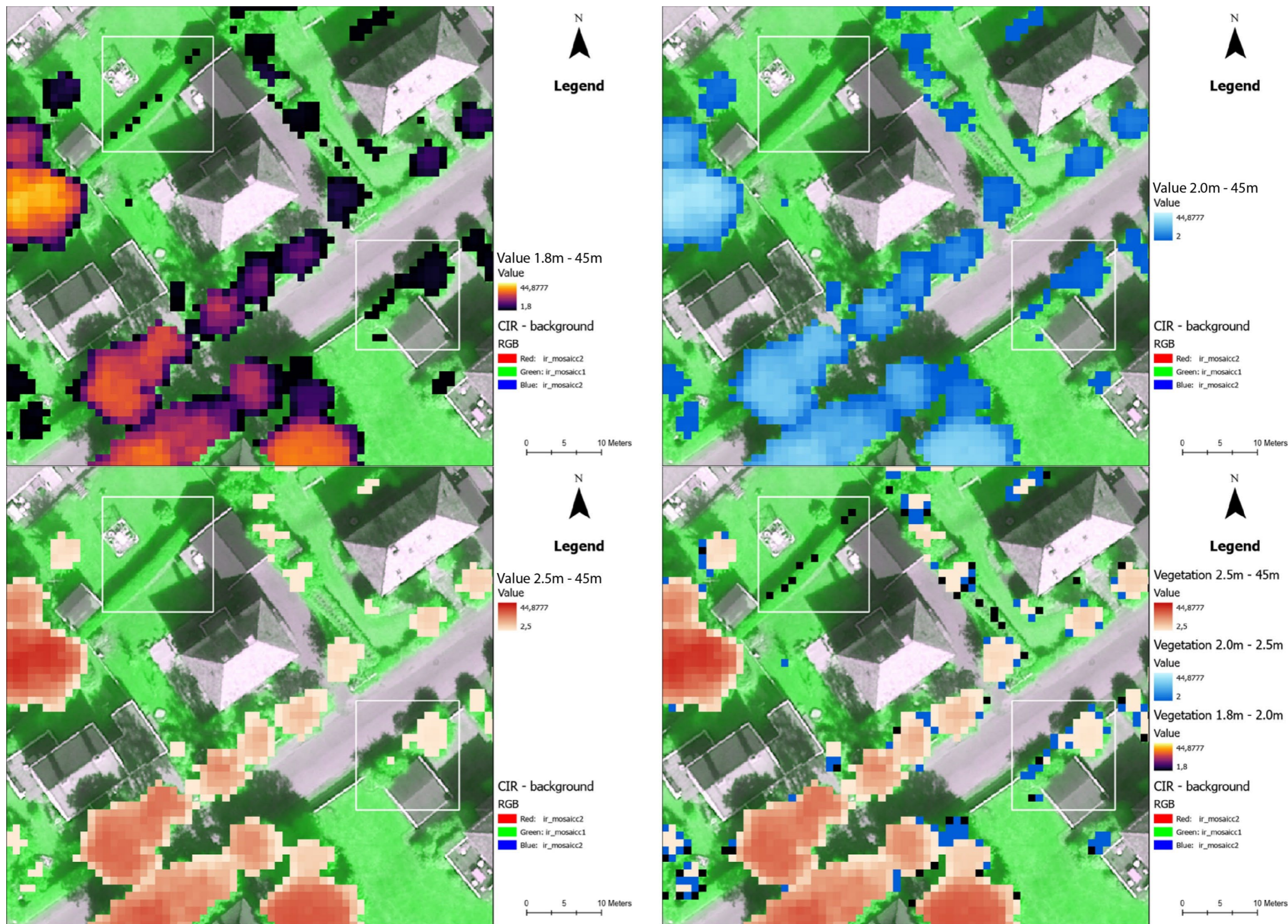
Figur 16: Forsøk med ulike NDVI verdier, sammenlignet med eksisterende trær, type 2 feil. Egenprodusert.



Figur 18: Forsøk med ulike NDVI verdier kan resultere i en økt andel type 1 feil, som i dette eksempelet fra Marinen. Det avmerkede området viser til type 1 feil som oppstår på en brygge. Egenprodusert.

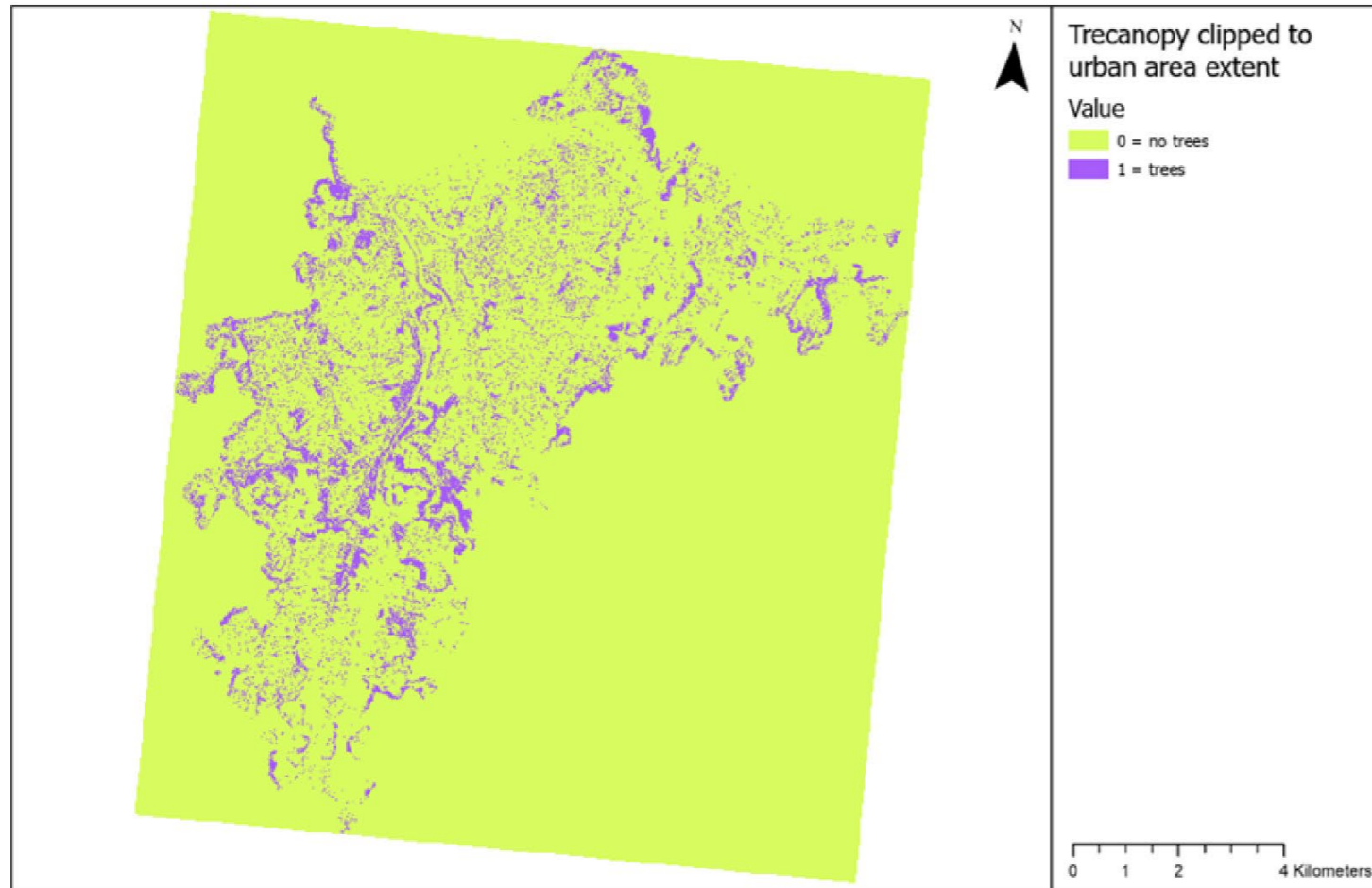


Figur 21: Eksempel på testing av ulike høydegrenser. Opp til venstre kan man se omrisset rundt en hekk, mens omrisset nede til høyre viser et mindre tre. Egenprodusert.

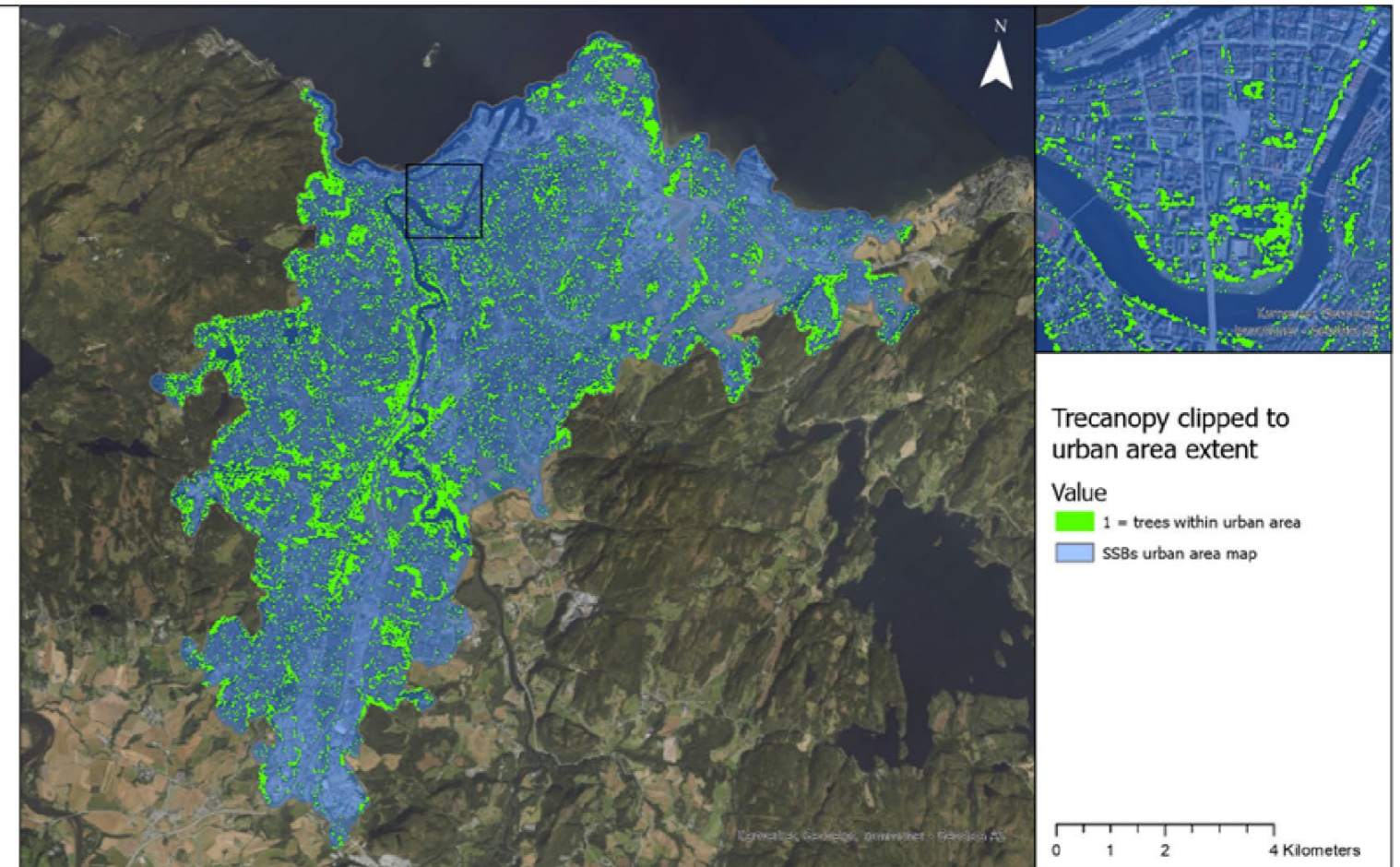


Figur 35: Resultatet av kartleggingen av trær. Til venstre: et binært kart som representerer alle celler med trær og alle celler uten trær. Til høyre: det binære kartet overlatt Ortofoto av Trondheim. Egenprodusert.

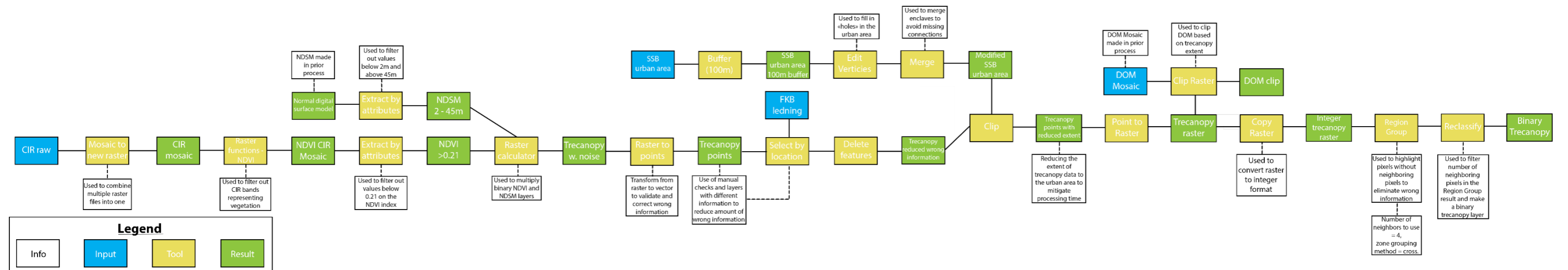
## Resulting Tre canopy map



## Resulting Tre canopy map with urban area extent

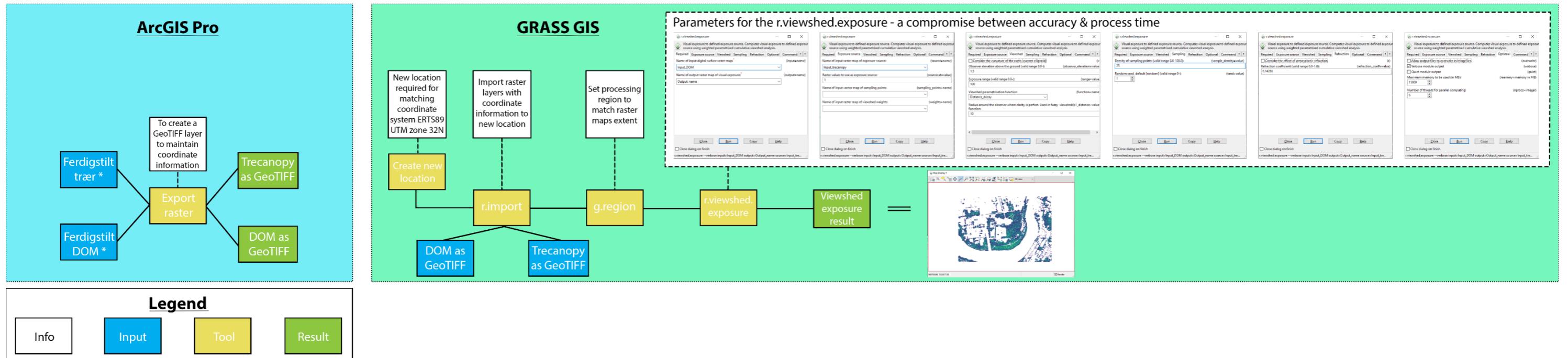


Figur 36: Illustrasjon av gjennomførte steg i behandlingen av datagrunnlagene. GIS-programmet ArcGIS Pro har et standard skriftspråk på Engelsk, noe som gjør oversettelser vanskelig. Bildet viser til fire fargekoder som representerer 1) Info (informasjon), 2) Input (inndata), 3) Tool (verktøy), og 4) Result (resultat). Egenprodusert.

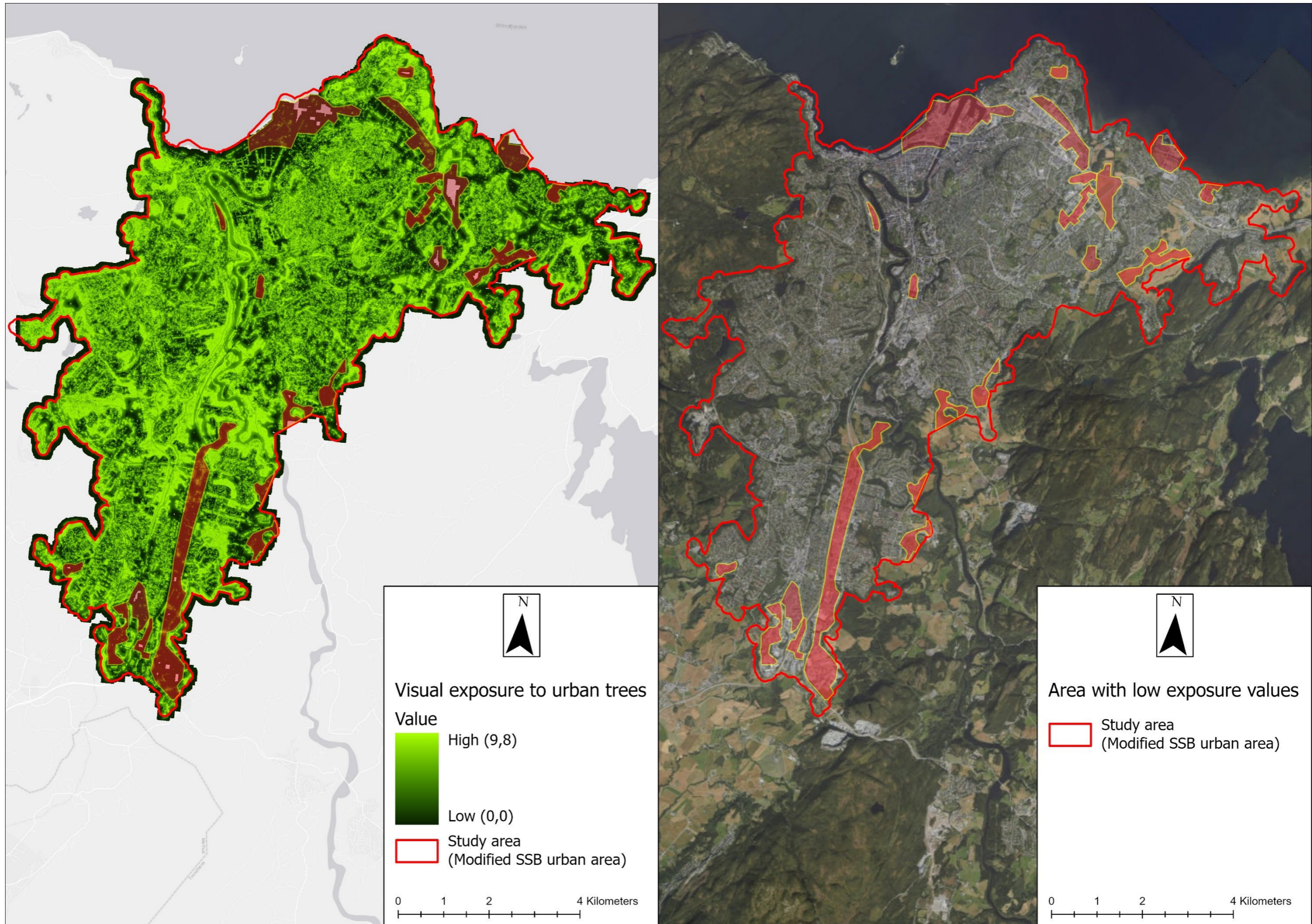




Figur 37: Bildet viser en illustrasjon av prosessen for anvendelse av tilleggsværktøyet r.viewshed.exposure i GRASS GIS for synlighetsanalyser. GIS-programmet GRASS GIS har et standard skriftspråk på Engelsk, noe som gjør oversettelser vanskelig. Bildet viser til fire fargekoder som representerer 1) Info (informasjon), 2) Input (inndata), 3) Tool (verktøy), og 4) Result (resultat). Egenprodusert.

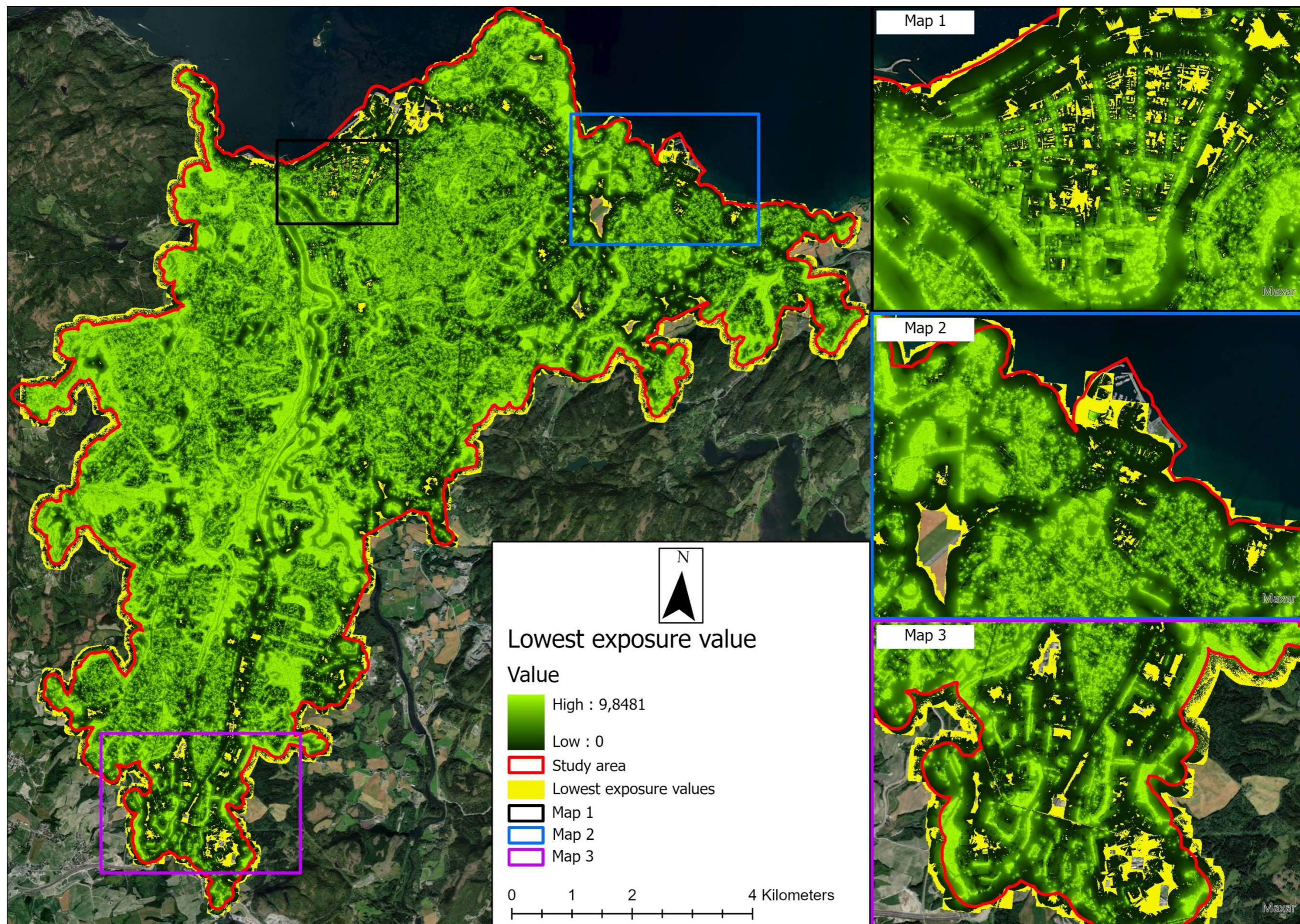


Figur 46: Større områder med lav eksponeringsverdi til urbane trær. Til venstre: områder med lav eksponeringsverdi overlagt resultatene fra synlighetsanalysen. Til høyre: områder med lav eksponeringsverdi overlagt et ortofoto av Trondheim. Egenprodusert.

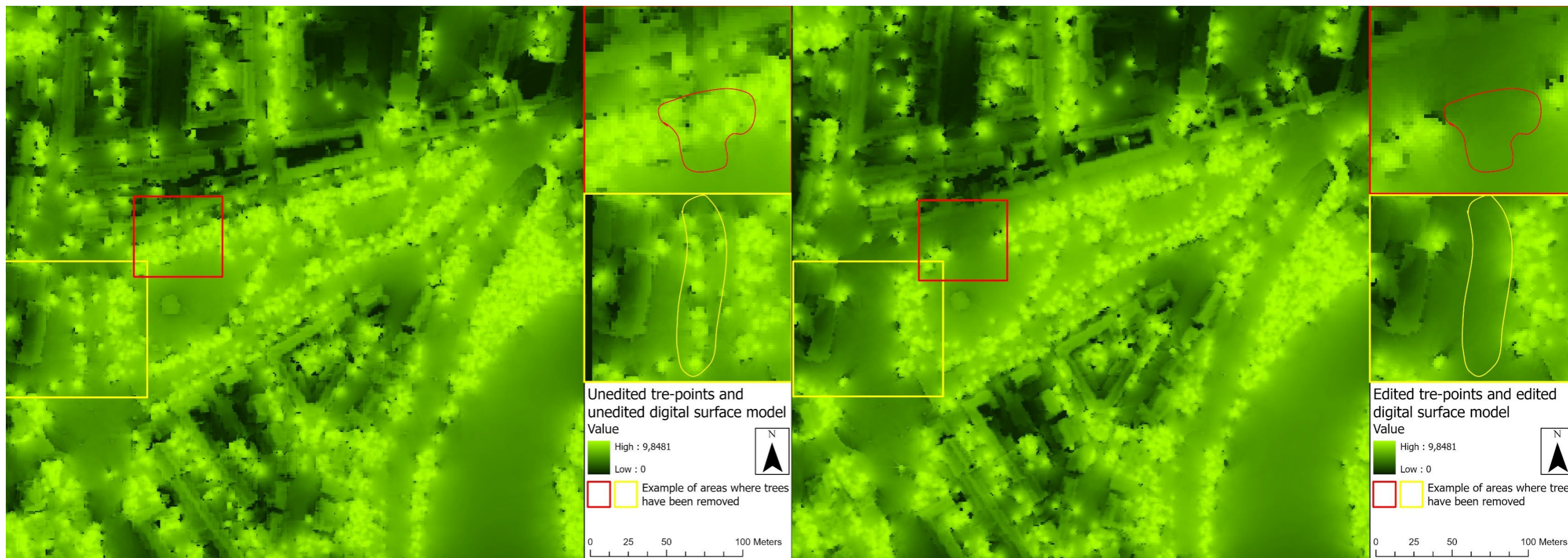




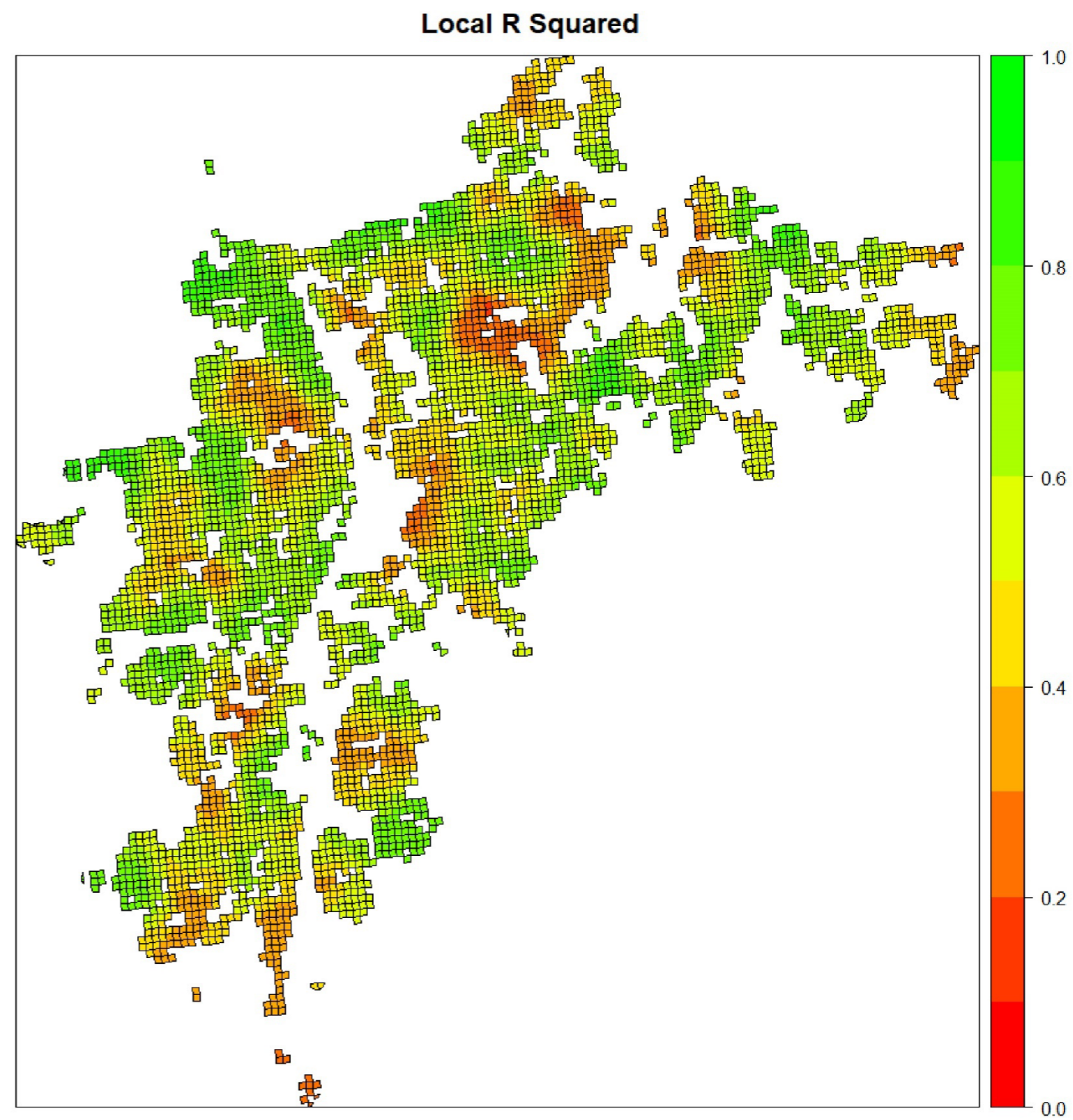
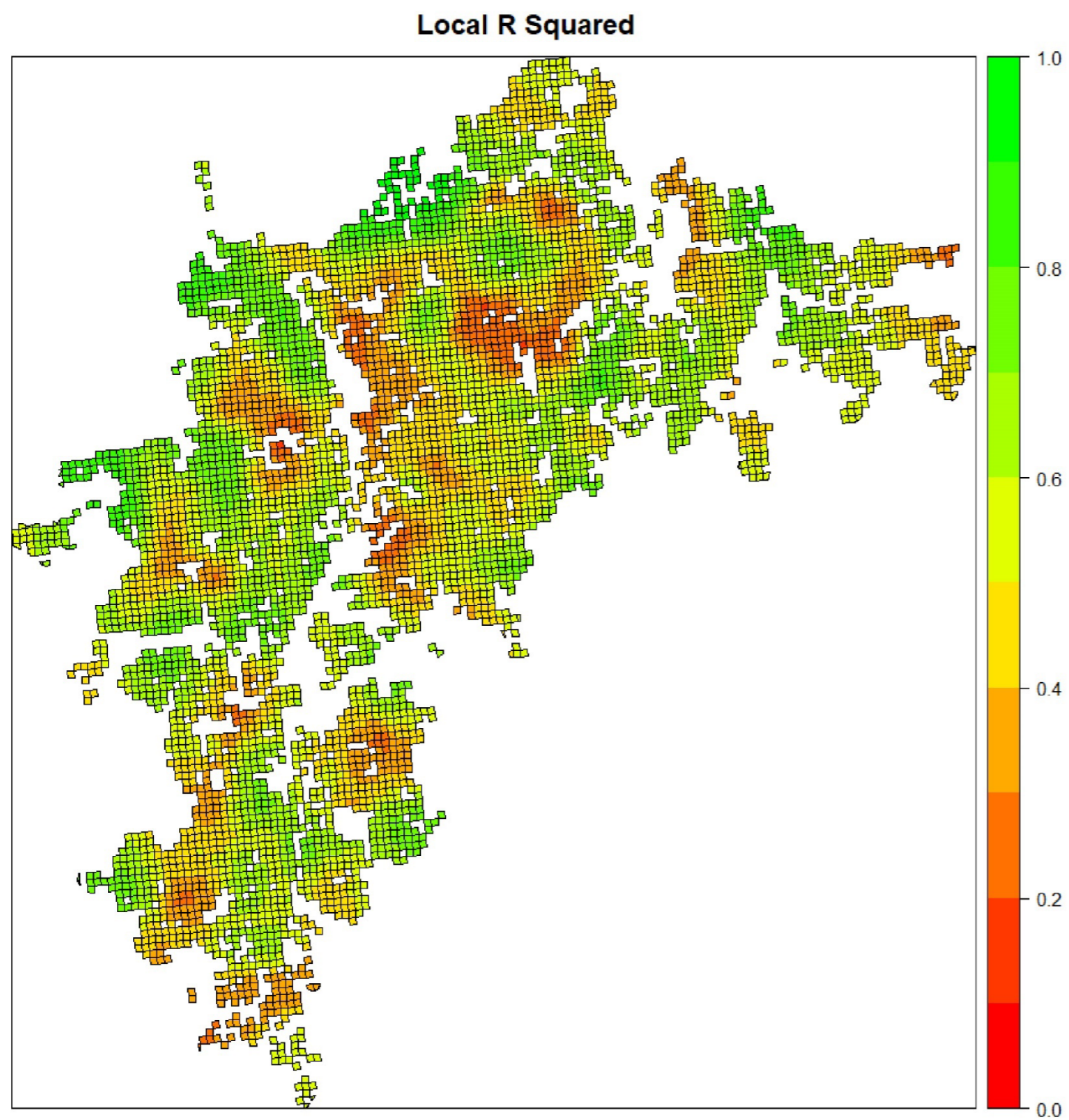
Figur 48: Kartet representerer i gult celler med lavest eksponeringsverdi. Dette kan indikere områder som har et underskudd i eksponering av urbane trær. Egenprodusert.



Figur 56: Oppsummert kan kartene sammenlignet vise til en reduksjon i styrke på eksponeringsverdi som følge av fellingen av trær. Imidlertid vises det til en relativt liten endring i gjennomsnittsverdi. Egenprodusert.

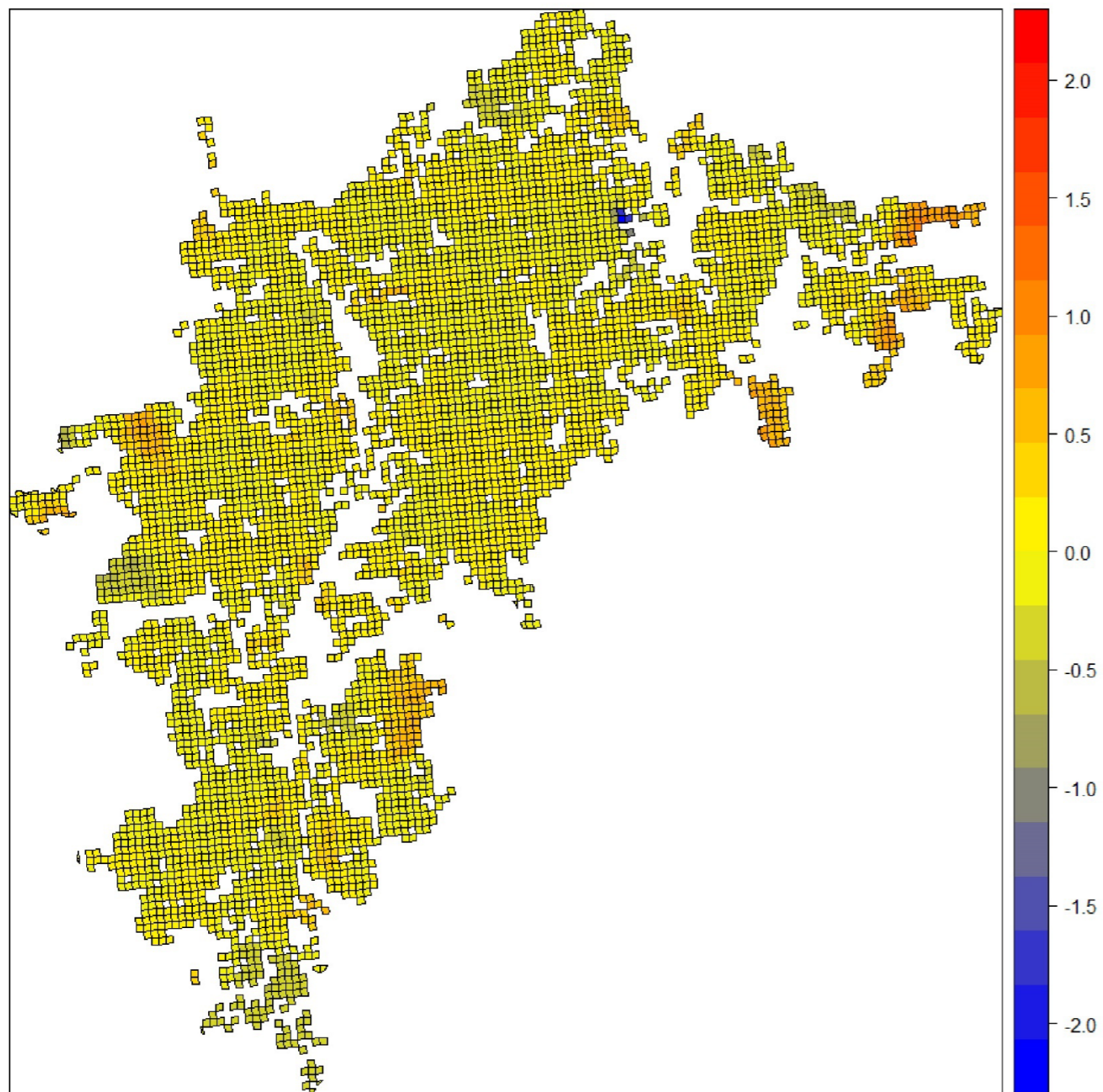


Figur 57: Variasjon i lokal R-kvadratverdi for de to datasettene. Egenprodusert.

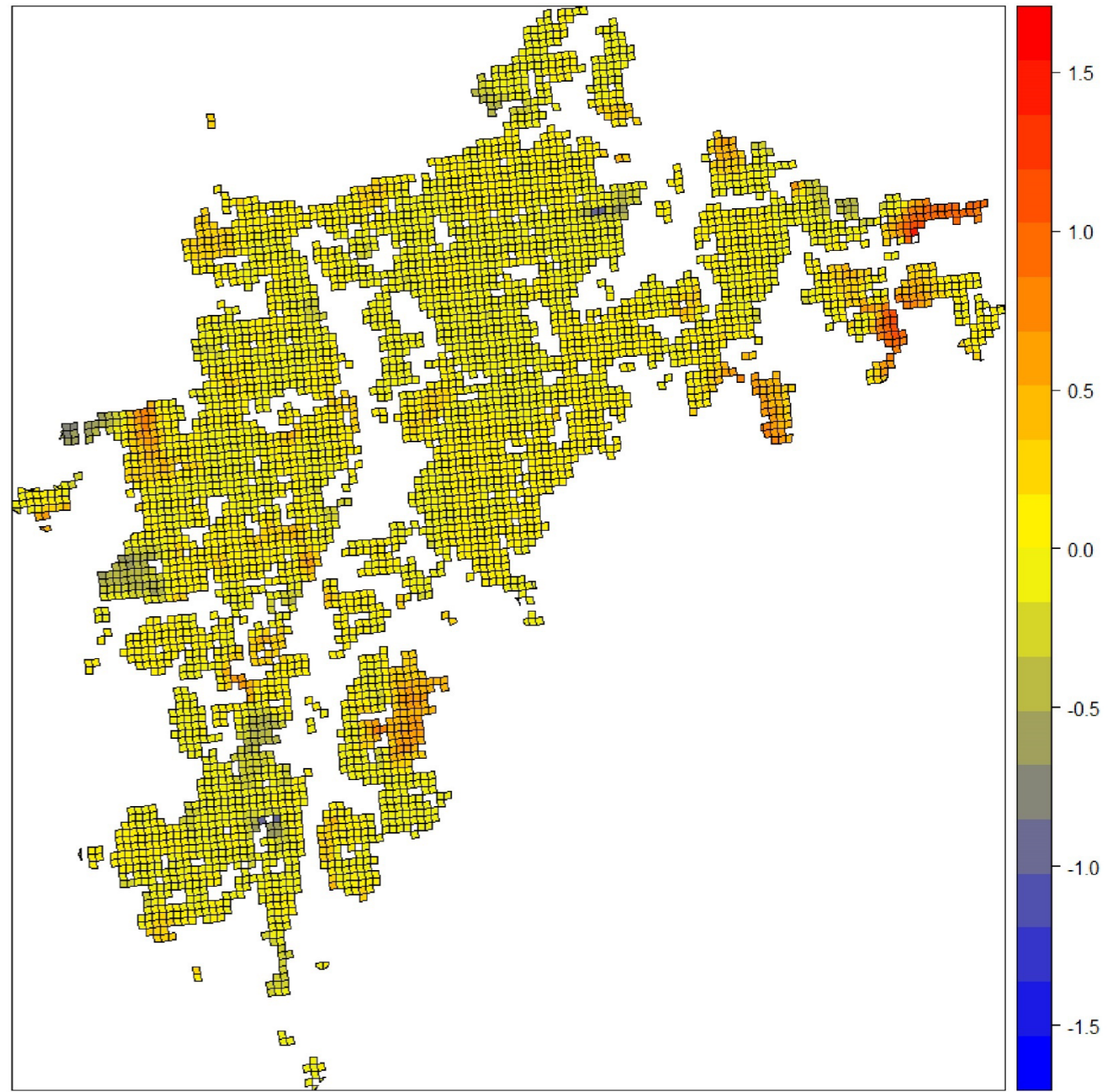


Figur 58: En visualisering av variasjonen i lokale koeffisientestimer for variabelen bot\_blokk. Egenprodusert.

Estimated Coefficients of bot\_blokk on Grid\_views

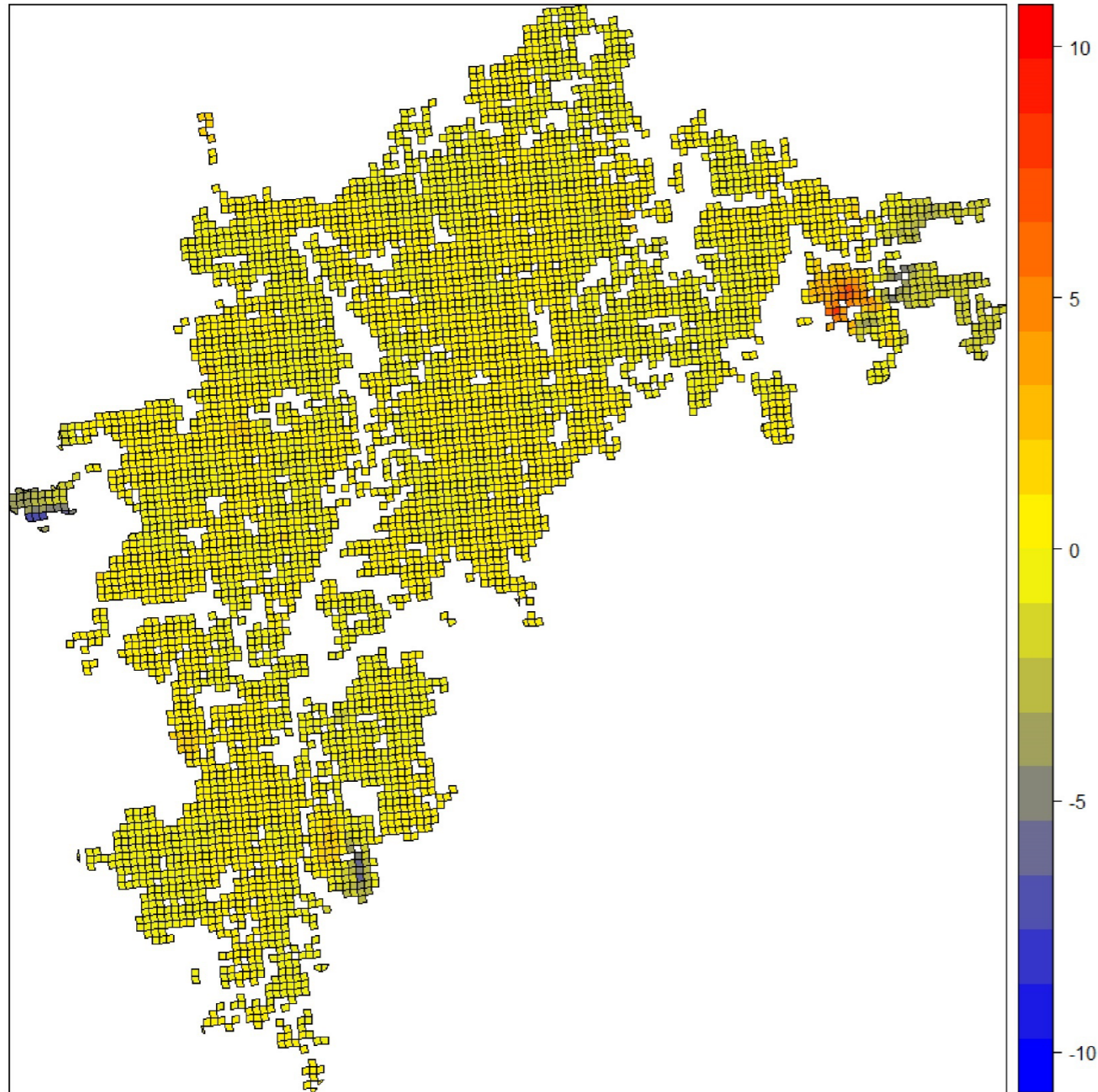


Estimated Coefficients of bot\_blokk on Grid\_views

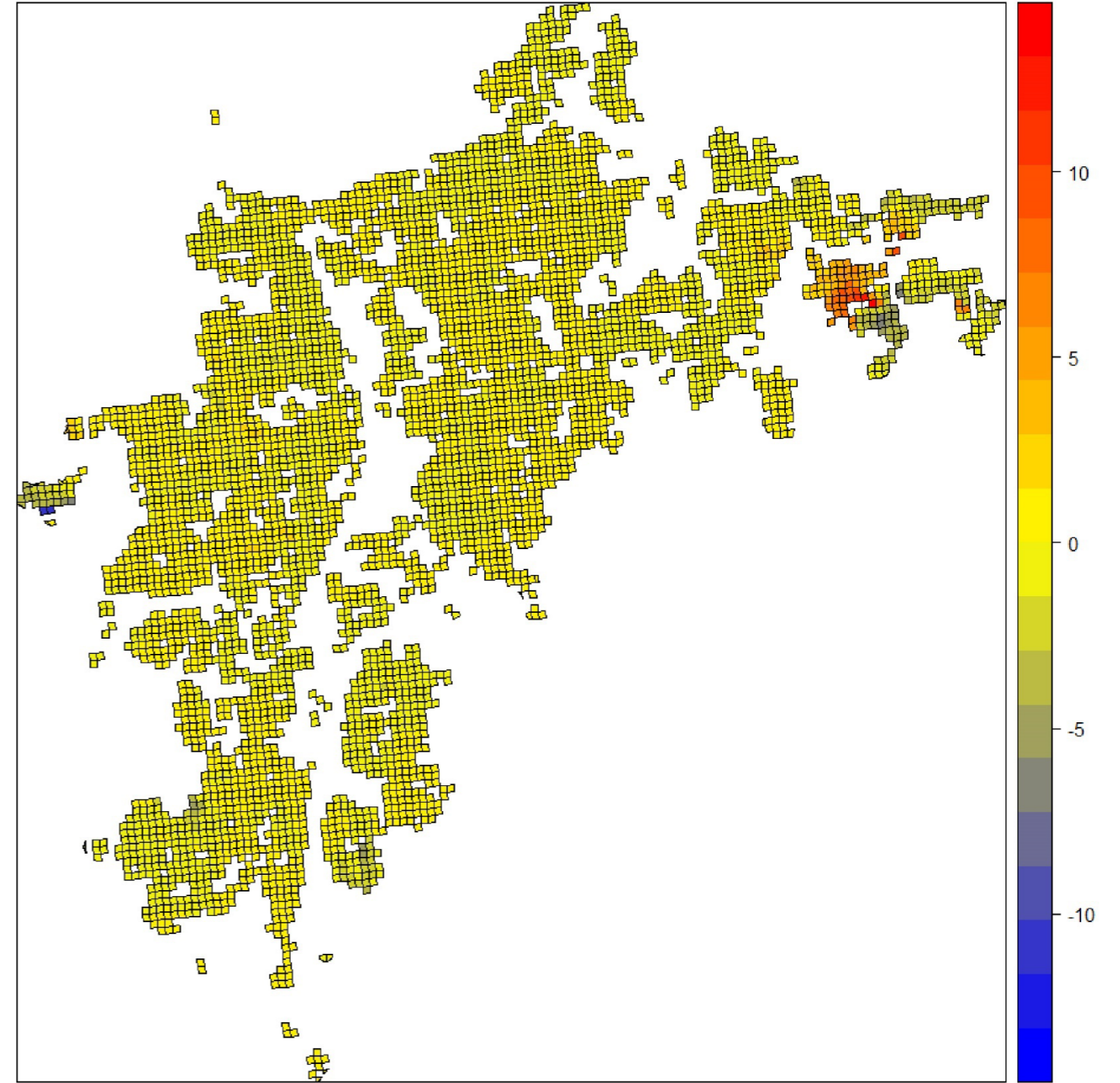


Figur 59: En visualisering av variasjonen i lokale koeffisientestimer for variabelen for\_snittf. Egenprodusert.

Estimated Coefficients of for\_snittf on Grid\_views



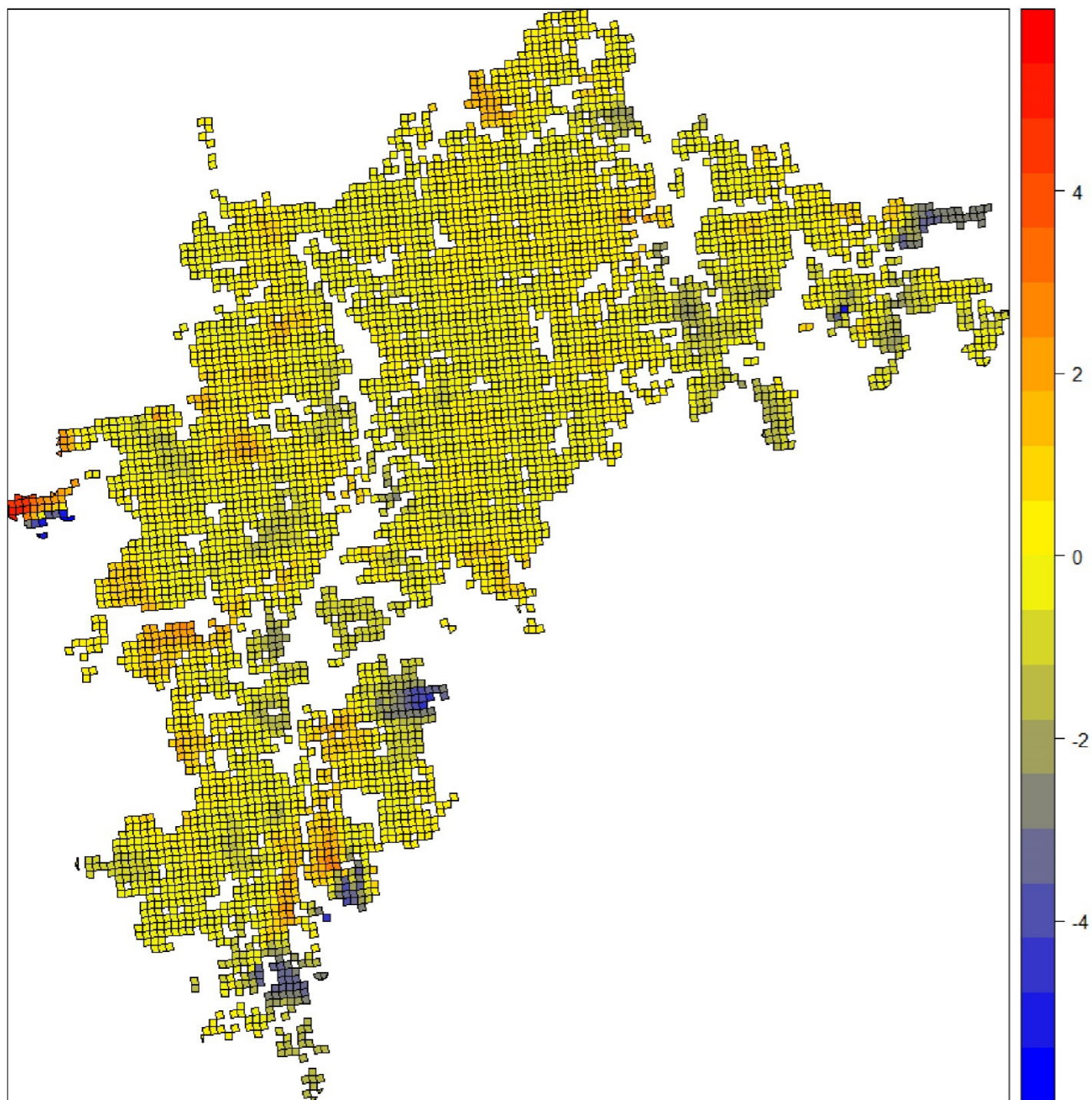
Estimated Coefficients of for\_snittf on Grid\_views



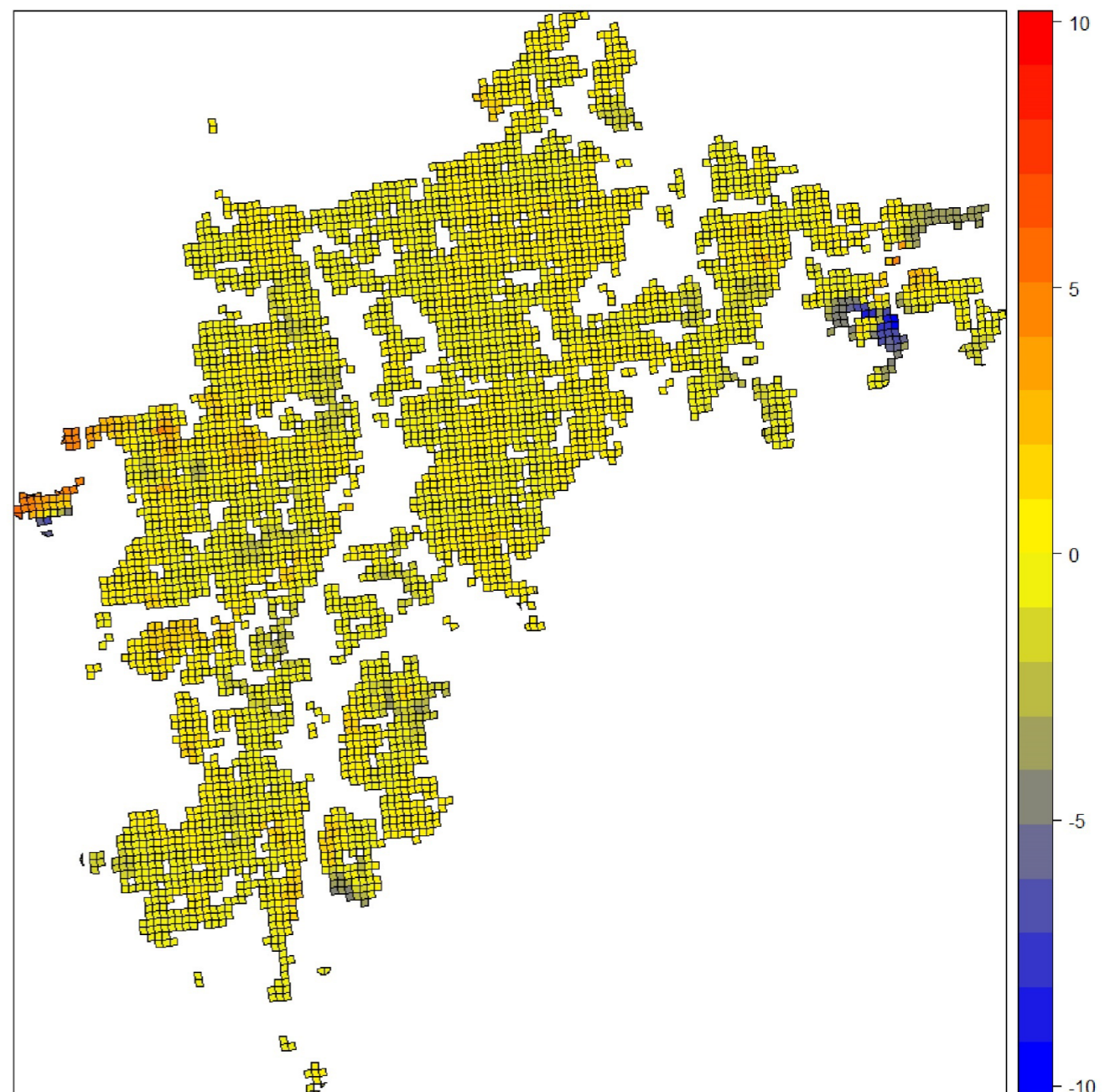


Figur 60: En visualisering av variasjonen i lokale koeffisientestimater for variabelen utn\_hogsko. Egenprodusert.

Estimated Coefficients of utn\_hogsko on Grid\_views

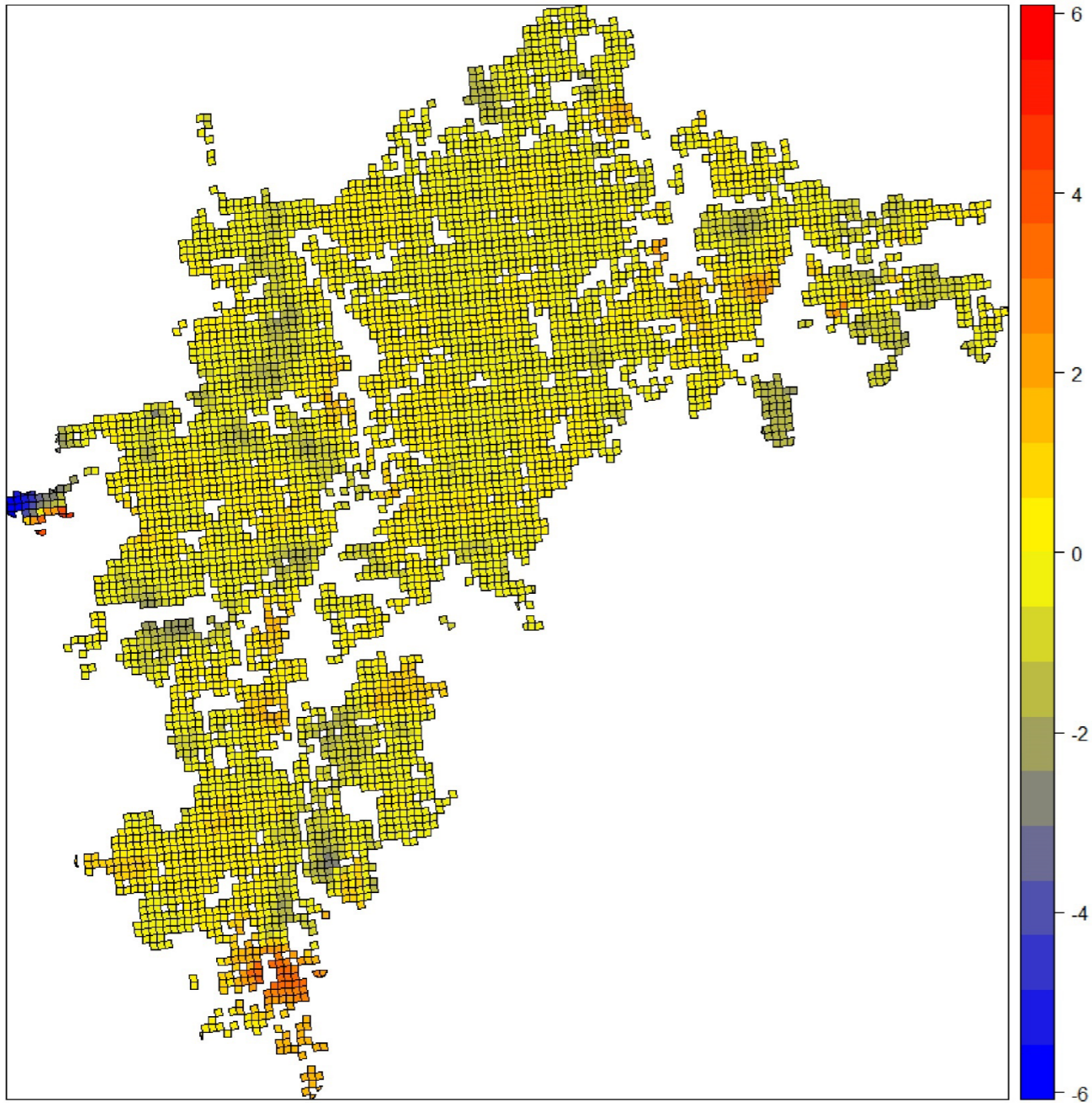


Estimated Coefficients of utn\_hogsko on Grid\_views

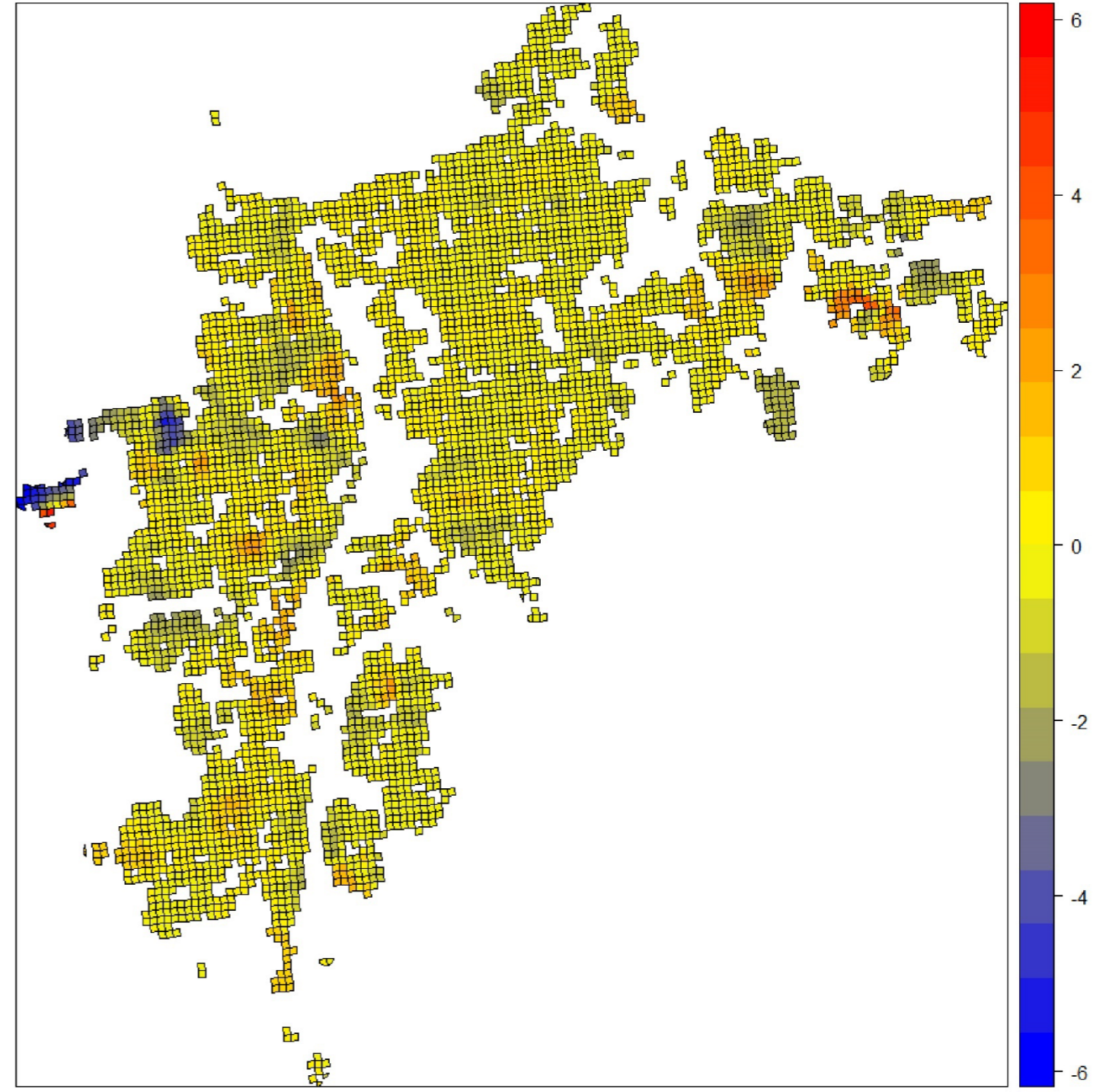


Figur 61: En visualisering av variasjonen i lokale koeffisientestimer for variabelen utn\_hogs\_1. Egenprodusert.

Estimated Coefficients of utn\_hogs\_1 on Grid\_views



Estimated Coefficients of utn\_hogs\_1 on Grid\_views



Figur 68: De ni utvalgte lav-eksponeringsområder basert på synlighetsanalysens resultater. Egenprodusert.



Figur 71: Cirka mål på soneinndeling i krysset mellom Prinsens gate og Erling Skakkes gate. Egenprodusert, basert på bilde fra Google Earth (Maxar Technologies, 2023).



Figur 72: Cirka mål på soneinndeling i krysset mellom Elgsetergate og Abels gate. Egenprodusert, basert på bilde fra Google Earth (Maxar Technologies, 2023).



