

Grønn rettferdighet og tilgang til urbane grøntområder

En romlig kvantitativ studie av tilgjengelighet til grøntområder etter sosioøkonomisk status i Oslo, Norge

Marie Elverud Skålnes

Human Geography
Våren 2022
60 studiepoeng

Antall ord: 42 773

Institutt for sosiologi og samfunnsgeografi
Det samfunnsvitenskapelige fakultet



© Marie Elverud Skålnes

2022

Grønn rettferdighet og tilgang til urbane grøntområder: En romlig kvantitativ studie av tilgjengelighet til grøntområder etter sosioøkonomisk status og i Oslo, Norge.

Marie Elverud Skålnes

<http://www.duo.uio.no/>

Sammendrag

Denne masteroppgaven tar for seg hvordan sosioøkonomisk status påvirker tilgang til urbane grøntområder i Oslo. Offentlig grønnstruktur spiller en viktig rolle når regjeringer verden over forsøker å gjøre byer mer levedyktig for alle gjennom urbane bærekraftighetsstrategier. Forskningen viser at urbane grøntområder tilbyr mange helsemessige, sosiale og miljømessige fordeler. Samtidig som at litteraturen viser at grupper med lav sosioøkonomisk status opplever spesielt gunstige folkehelsefordeler, er det ofte disse befolkningsgruppene som opplever dårligere tilgang til urbane grøntområder. Oppgavens formål er å undersøke om det finnes et potensielt urettferdighetsproblem i Oslo knyttet til tilgangen på grøntområder avhengig av sosioøkonomisk status, inkludert alder, inntekt, utdanningsoppnåelse, innvandringsstatus og trangboddhet. Grønnstrukturen blir kategorisert etter en hierarkisk grønn typologi basert på tidligere studier. Oppgaven ønsker å svare på følgende spørsmål: 1) *Hvordan er tilgangen til grøntområder romlig distribuert i Oslo etter sosioøkonomisk status?* og 2) *Til hvilken grad har Oslos grøntområder potensiell (over)belastning, og hvordan får dette romlige uttrykk?* Studien bruker geografiske informasjonssystemer (GIS) og kvantitativ metode, inkludert nettverksanalyse for å studere tilgang til grøntområder og to ulike typer regresjonsanalyser for å undersøke om det er en statistisk sammenheng mellom befolkningens grønn tilgjengelighet og sosioøkonomisk status. Resultatene viser at det er en forskjell mellom tilgang til grøntområder etter sosioøkonomisk status. Samtidig øker ikke denne tilgangen parallelt med grøntområdets hierarkiske kategori. Når det gjelder belastning på grøntområder finner imidlertid studiet at det er en forskjell i belastning på Oslos grøntområder etter sosioøkonomisk status målt etter grøntareal per innbygger. Oppgaven konkluderer med at det finnes bevis som demonstrerer eksisterende ulikhetsmønstre, men funnene er inkonsistente og dette bildet må forstås med hensyn til andre ytterligere forhold.

Forord

Med denne masteroppgaven i samfunnsgeografi markeres slutten på mitt seks år lange studieløp ved Universitetet i Oslo. Det har til tider vært utfordrende å skrive masteroppgave når store endringer preger verdensbildet og hverdagen, både nært og fjernt. Da har det vært fint å ha et godt støttesystem rundt seg, og det er mange jeg ønsker å takke når jeg nå fullfører denne mastergraden.

Først ønsker jeg å rette en stor takk til mine to veiledere, hovedveileder Lars Böcker og biveileder Per Gunnar Røe, for god hjelp og veiledning i løpet av dette masteråret.

Tusen takk til venner og familie for hyggelige stunder det siste året. Spesielt takk til mamma for oppmuntring i løpet av masterprosessen, og en særlig takk til Ingvild og Eva for kloke ord og korrekturlesning. Og tusen takk til deg, Marcus, som har gjort ditt beste for at jeg har klart å gjøre mitt beste.

Tusen takk til Osloforskning for finansiering av masteroppgaven.

Masteroppgaven er affiliert med forskningssenteret Include under Arbeidspakke 2: Steder i endring.

Innholdsfortegnelse

.....	<i>i</i>
<i>Grønn rettferdighet og tilgang til urbane grøntområder</i>	<i>i</i>
<i>Sammendrag</i>	<i>ii</i>
<i>Forord</i>	<i>iv</i>
<i>Innholdsfortegnelse</i>	<i>vi</i>
<i>Liste over tabeller</i>	<i>viii</i>
<i>Liste over figurer</i>	<i>ix</i>
1. Introduksjon	1
1.1. Introduksjon	1
1.2. Formål.....	2
1.3. Motivasjon og samfunnsrelevans.....	5
1.4. Bakgrunn.....	5
1.5. Forskningsspørsmål (og hypoteser)	8
1.6. Omfang og avgrensning.....	9
1.7. Kapittelinndeling	10
2. Teoretisk rammeverk	10
2.1. Introduksjon	10
2.2. Urbane bærekraftighetsstrategier	10
2.3. Miljørettferdighet.....	13
2.4. Urbane grøntområder og bærekraftig byutvikling.....	16
2.5. Bruk og preferanser av urbane grøntområder	19
2.6. Tilgjengelighet	23
2.7. Tidligere studier.....	27
3. Metodologisk rammeverk	28
3.1. Introduksjon	28
3.2. Kvantitative forskningsmetoder	28
3.3. Geografiske informasjonssystemer (GIS)	30
3.4. Beskrivelse av data	32
3.5. Beskrivelse av variabler	34
3.6. Kategorisering og klassifisering av urbane grøntområder	40
3.7. Tilgjengelighetsvurdering	42
3.8. Analysegjennomgang	45
4. Kontekst: den grønne hovedstaden	51
4.1. Introduksjon	51

4.X. Urbane bærekraftighetsstrategier i stedsutviklingen	54
5. Resultater	57
5.1. Introduksjon	57
5.2. Status quo: den sosioøkonomiske situasjonen	57
5.3. Analyse: Grønntilgjengelighet	62
5.4. Statistisk analyse: regresjonsmodeller	67
5.5. Analyse: Grønnoverbelastning	82
6. Diskusjon	84
6.1. Grønn rettferdighet og sosioøkonomisk status i Oslo	84
6.2. Studiets begrensninger	93
7. Konklusjon	97
7.1. Tilgang til Oslos grønnstruktur etter sosioøkonomisk status	97
7.2. Belastning på Oslos grønnstruktur etter sosioøkonomisk status	100
7.3. Betydningen av funnene	100
7.4. Anbefalinger til videre studier	102
8. Bibliografi	104

Liste over tabeller

Tabell 3.1. Hierarkisk klassifisering av Oslos urbane grøntområder	s. 42
Tabell 3.2. Kriterier og underkriterier for tilgjengelighetsanalyse	s. 48
Tabell 5.1. Oversikt over fordeling av grøntområder etter hierarkisk grøntklassifisering	s. 63
Tabell 5.2. Deskriptiv statistikk av uavhengige variabler (X-ene)	s. 71
Tabell 5.3. VIF-skår for uavhengige variabler i de multivariate lineær regresjonsmodellene	s. 72
Tabell 5.4. Multivariat lineær regresjonsanalyse med total grønnskår som avhengig variabel	s. 73
Tabell 5.5. Binær logistisk regresjonsanalyse med boliggrønt som avhengig variabel	s. 75
Tabell 5.6. Binær logistisk regresjonsanalyse med nabolagsgrønt som avhengig variabel	s. 77
Tabell 5.7. Binær logistisk regresjonsanalyse med kvartalsgrønt som avhengig variabel	s. 78
Tabell 5.8. Binær logistisk regresjonsanalyse med delbydelsgrønt som avhengig variabel	s. 79
Tabell 5.9. Binær logistisk regresjonsanalyse med bydelsgrønt som avhengig variabel	s. 80
Tabell 5.10. Binær logistisk regresjonsanalyse med marka som avhengig variabel	s. 81
Tabell 5.11. Multivariat lineær regresjonsanalyse med grøntarealer per innbygger som avhengig variabel	s. 82

Liste over figurer

Figur 3.1. Manuelt digitaliserte inngangspunkter til grøntområder.....	s. 37
Figur 3.2. Forskjellen mellom buffer-basert og nettverksbasert tjenesteområder (service areas) ...	s. 44
Figur 3.3. Oversikt over begrensningene ved bruk av sentroidbaserte nettverksanalyser på større geografiske områder.....	s. 45
Figur 4.1. Kart over studieområde: det bebygde Oslo og marka.	s. 52
Figur 5.1. Sosioøkonomiske status etter alder (unge og eldre) (SSB, 2022)	s. 59
Figur 5.2. Sosioøkonomisk status etter utdanning (lav og høy) (SSB, 2022)	s. 59
Figur 5.3. Sosioøkonomiske status etter inntektskvartiler (1. og 4.) (SSB, 2022)	s. 60
Figur 5.4. Sosioøkonomiske status etter befolkningstetthet og innvandring (SSB, 2022)	s. 60
Figur 5.5. Fordeling av tilgjengelige grøntområder i Oslo etter hierarkisk typologi	s. 61
Figur 5.6. Hierarkisk grøntkategorier og deres respektive tjenesteområder (service area)	s. 64
Figur 5.7. Grønntilgjengelighet i det bebygde Oslo basert på multi-kriterie-analyse (1-6)	s. 66
Figur 5.8. Fordelingen av utfallsvariabelen total grønntilgjengelighet	s. 67
Figur 5.9. Fordelingen av utfallsvariabelen grøntareal per innbygger før logaritmisk omkoding ...	s. 68
Figur 5.10. Fordelingen av utfallsvariabelen grøntareal per innbygger etter logaritmisk omkoding	s. 69
Figur 5.11. Fordelingen av utfallsvariablene tilgang til x typer grøntkategori før omkoding	s. 70

1. Introduksjon

1.1. Introduksjon

Verdens byer vokser og forurenes stadig mer (Blanco et al. 2009). Over halvparten av verdens mennesker er nå urbane, og det forventes at denne andelen vil stige til 60% innen 2030 (FN 2022). Flere mennesker i samme områder gir nye utfordringer knyttet til press på arealbruk for urban infrastruktur, bolig og arbeidsplasser. Når byenes fysiske grenser presses parallelt med økende urbanisering og klimaendringer, kan konvertering av eksisterende infrastruktur og opprettelsen av nye grøntinitiativer være en løsning. Samtidig er det et mål å gjøre byen mer levedyktig for alle, og urbane grøntområder tilbyr mange helsemessige, sosiale og miljømessige fordeler (Anguelovski et al. 2018a). I økende grad blir urbane grøntområder anerkjent som et viktig bidrag til bærekraftighet, og internasjonale rammeverk utvikles både av lokale og globale organisasjoner og myndigheter. Dette uttrykkes i FNs bærekraftighetsmål 11.7, som har som eksplisitt mål å tilby universell tilgang til trygge, inkluderende og tilgjengelige offentlige grønne rom (FN 2015). En slik refokusering mot det grønne og naturlige byplanlegging har blitt forstått som en måte å skape gode byrom for hele befolkningen i en tid med klimaendringer og global urbanisering (Haase et al. 2017). Utviklingen av trygge, inkluderende og tilgjengelige grøntområder har fått økende oppmerksomhet, og blitt formalisert i bærekraftsmål nr. 11. *Gjøre byer og lokalsamfunn inkluderende, trygge, robuste og bærekraftige* (FN, 2022).

Som en konsekvens av presset urban grønnstruktur og en økt bevissthet om bærekraftig utvikling, har interessen for grønne områder i arealplanleggingen vokst siden 1980- og 1990-tallet (Jørgensen & Thorén, 2013, s. 239). Samtidig har klima- og miljødiskursen vokst til en sentral del av norsk og internasjonal byutviklingspolitikk, og regjeringer på ulike nivåer inkorporerer bærekraftig utvikling i planleggingen. Samtidig som at forskningslitteraturen vokser, har debatten om miljørettferdighet ofte eksistert utenfor rammene av bærekraftighetsdiskusjonen. Dette har ført til at, fra et sosialt rettferdighetsperspektiv, har enkelte tiltak vært mangelfulle og i flere tilfeller har ikke strategiene lyktes med å skape sosial og grønn rettferdighet - med konsekvenser for sosial rettferdighet (eng. *social justice*) (Agyeman et al. 2003). Dette har imidlertid flere kritisert, blant annet Swyngedouw (2007), og hevder at bærekraftbegrepet tolkes og brukes på en måte som hemmer faktisk handling, og

at en slik bruk av bærekraft hindrer kritisk politisk vurdering. Prinsipielt skal de tre bærekraftdimensjonene – økonomisk, økologisk og sosial – tillegges lik betydning. Litteraturen har imidlertid de siste årene hevdet at denne tolkingen av bærekraft reflekterer en nyliberalistisk rasjonal som samtidig markedsfører bærekraftighetsmål og avviser den sosiale dimensjonen av begrepet, inkludert tilgjengelighet og fordeling av grønne rom (Swyngedouw, 2007). I tillegg rettes flere spørsmål til hvordan planlegging skal skje ettersom at urban, grønn rettferdighet mer sjelden har blitt forsvart av politiske beslutningstakere.

1.2. Formål

Denne oppgaven forsøker å bruke dette «kunnskapsgapet» og kaste lys over rollen som urbane grøntområder har fra sosialt rettferdighetsperspektiv ved å spesifikt utdype grøntilgjengelighet i Oslo. Oppgaven kartlegger Oslos forskjellige grøntområder etter grøntareal ved å tildele dem en hierarkisk kategorisert grønttypologi. Den kombinerer romlig tilgjengelighet til grøntområder basert på typologien, og vurderer dette etter statistisk analyse i forhold til befolkningens sosioøkonomiske status. På denne måten tar oppgaven et sosialt og grønt rettferdighetsperspektiv og reflekterer over potensielle ulikheter og urettferdigheter knyttet til grøntilgjengelighet og sosial klasse. Hovedformålet er å undersøke om det finnes et potensielt urettferdighetsproblem i Oslo knyttet til tilgang til grøntområder avhengig av alder (barn og eldre), inntekt, utdanningsoppnåelse, innvandringsstatus og annet.

Denne studien har som overordnet formål å bidra til litteraturen om grønn rettferdighet fra et norsk perspektiv. Spesifikt ønsker oppgaven å undersøke Oslos fordeling av grønne kvaliteter ved å studere forholdet mellom tilgjengelighet av grøntområder og sosioøkonomiske indikatorer. Dette gjøres ved å studere romlig fordeling av byens grønnstruktur for å kunne si noe om befolkningens sosiale og økonomiske relasjoner til tilgjengelighet til grøntområder. Videre gis det oppmerksomhet til utfordringen ved å utvikle bærekraftige byer etter prinsippene fra de tre ulike pilarene ved bærekraftig utvikling. Til dette formålet har kvantitative forskningsmetoder blitt tatt i bruk ved hjelp av geografiske informasjonssystemer (heretter kalt GIS). På denne måten forsøker studien også å være et bidrag til GIS-litteraturen ved å kvantifisere romlige grøntområder og på denne måten avdekke potensielle romlige underliggende prosesser og forhold relatert til (grønn) rettferdighet i den bærekraftige byen. Videre er studiens formål å kunne tilby kunnskapsinformasjon for videre utvikling av den grønne og rettferdige byen slik at politiske beslutningstakere og planleggere i fremtiden kan

ta mer bevisste og rettferdige handlinger. Dette belyser oppgaven ved å reflektere over spørsmål som hvordan fremme trygge, sunne og gode nærmiljøer for alle innbyggere. Det er mulig å undersøke flere faktorer i relasjonen mellom grønntilgjengelighet og sosioøkonomisk status. Nedenfor presenteres oppgavens formål, først hovedformål etterfulgt av de to sekundærformålene.

Oppgaven retter oppmerksomheten mot sosial og grønn rettferdighet ved å studere fordelingen av grøntområder som preges av ulike sosioøkonomiske forhold, og hvordan dette kan studeres i lys av tradisjonelle ulikhetsmønstre. Den generelle fordelingen av sosioøkonomiske faktorer og befolkningstetthet preger byen og gjør Oslo til et godt utgangspunkt for studier av tilgjengelighet fordi tilgangen til trygge og gode uterom er viktig for en urban befolkning, og særlig sårbare befolkninger. Derfor er denne oppgavens hovedformål er å undersøke om det finnes et grønt urettferdighetsproblem knyttet til tilgjengelighet til urbane grøntområder etter sosioøkonomisk status i Oslo, Norge, og undersøke om grønntilgjengeligheten i Oslo er likeverdig for alle byens innbyggere eller om forholdet følger allerede fastsatte ulikhetsmønstre. Det brukes en hierarkisk-kategorisk tilnærming til Oslos urbane grøntområder etter størrelse på grøntarealet for å studere sammenhenger mellom grønntilgjengelighet og sosioøkonomiske karakteristikk. Samtidig, for å undersøke hvordan fordelingen av grøntarealer ser ut i forhold til befolkning og befolkningstetthet, inkluderer oppgaven en undersøkelse av bruk av grøntarealer forstått som grøntareal per innbygger for å studere hvordan romlig distribusjon av bruk fordeles etter grøntområder i Oslo.

Grøntområder tilbyr en rekke muligheter for rekreasjon og fysiske fordeler, i tillegg til flere positive sosiale og psykologiske effekter. I tillegg spiller urbane grøntområder en sentral rolle i å bidra til å redusere inntektsrelaterte helseulikheter (Mitchell & Popham 2008). Samtidig assosieres mengden grønnstruktur i umiddelbar nærhet fra hjemmet sterkt med opplevd helse ettersom at økt tilstedeværelse av grønnstruktur oppmuntrer hyppigere bruk. Muligheten for bruk av grønnstruktur derimot avhenger av tilgang og nærhet til urbane grøntarealer (Massoni et al., 2018). Også andre abiotiske og biotiske faktorer påvirker faktisk bruk av grøntområder, inkludert innbyggernes preferanser, verdier og behov (Massoni et al., 2018).

Samtidig demonstrerer flere studier hvordan grønnstruktur spesielt kan gi gunstige helse- og velværefordeler til visse sosioøkonomiske befolkningsgrupper. Mennesker med lavere

sosioøkonomisk status kan høste flere fordeler enn mer privilegerte grupper, særlig når det kommer til stressrelaterte fordeler og mental helse (Ward Thompson et al. 2016; Marselle et al. 2020). Mange byer opplever ulike muligheter når det kommer til grøntområder, og det følger av dette at enkelte sosiale grupper får dårligere tilgang, inkludert lavinntektsinnbyggere (Dai 2011; Davis et al. 2012; Ernstson 2013), innvandrere (Kabisch og Haase 2014), og religiøse minoriteter (Comber et al. 2008). Dette blir tydelig når man studerer tilgang til grøntområder innenfor et rettferdighetsperspektiv som vektlegger rettferdig fordeling – i dette tilfellet av urban grøntarealer. Hvis man vektlegger den siste dimensjonen derimot, anerkjennelsesrettferdighet, blir det tydelig at ulike gruppers preferanser for forskjellige type grøntområder ser svært ulik ut, og kan variere etter mange faktorer, inkludert kjønn, alder, sosial bakgrunn og inntekt (Byrne & Wolch 2009). For at alle grupper i byen skal bli hørt er derfor et fokus på denne dimensjonen som vektlegger rettferdighet i anerkjennelse av ulike gruppers ønsker og verdier sentralt, og bør innlemmes i byplanlegging og utforming av grøntområder (Suarez et al. 2020). Bekymringen om rettferdighet i tilgang til grøntområder opptas i flere instanser, og har ført til at flere har utviklet standardiserte retningslinjer for grøntareal. Generelt anbefaler WHO (2012) 9m² grøntareal per person som et minimumskrav og 50m² som ideell tilgang til grøntarealer. Det europeiske miljøbyrået (EEA) anbefaler at byens innbyggere bør ha en maksimal gåavstand på 15 minutter til urban park fra bolig (2022). Oslo kommune opererer med en norm for planmessig sikring av parker innenfor angitt gangavstand; at befolkningen skal ha tilgang til en park på minimum 1 dekar (1000 m²) innenfor 250 meter gangavstand (indre by) og en park på minimum 5 dekar (5000 m²) innenfor 500 meter gangavstand (indre og ytre by) (Oslo kommune 2015).

Hovedstaden har en lengre grønn tradisjon, til tross for at den har utviklet en rekke ikke-bærekraftige praksiser lignende andre avanserte økonomiers storbyområder har (Luccarelli & Røe, 2012, s. 1). Denne tradisjonen er stadfestet i byens tilhørighet til de naturlige områdene rundt og befolkningens høye grad av selvbevissthet for bevaring av grønnstruktur og ivaretagelse av naturmangfold (Luccarelli & Røe, 2012, s. 1). Dette har ført til at mange hevder at Oslo er en grønn by hvor grønn i denne kontekst knyttes til kultur og kulturminner, inkludert landskap, monumenter og praksiser som tilbyr en historisk identitetsmarkør. Å ha en slik grønn bevissthet som bakteppe har sannsynligvis betydd mye for byens utvikling av grønne praksiser (Luccarelli & Røe, 2012, s. 1). Samtidig kan byens to motstridende mål om

å både ivareta eksisterende grønnstruktur og tilrettelegge for fortetting av arealbruken skape fremtidige utfordringer fra et planleggingsperspektiv.

1.3. Motivasjon og samfunnsrelevans

Urbane grøntområder spiller en viktig rolle når det kommer til å forbedre innbyggernes livskvalitet. Historisk sett har mennesker med ulike sosioøkonomiske bakgrunner blitt samlet i ulike nabolag, og i dag søker policyutforminger ofte mot å redusere ulikhetene mellom de tjenestene ulike nabolag har tilgang til i tettbefolkede og moderne byer. Vanligvis er antagelsen at høyinntektsnabolag har en jevnere fordeling av urbane tjenester, mens lavinntektsnabolag har en fordeling av mer ujevn natur. Spørsmålet om fordeling av urbane tjenester, inkludert grøntområder, har derfor blitt en sentral del av planleggingen av byen. Den dagsaktuelle debatten om revideringen av småhusplanen for Oslo kommune danner derfor et passende bakteppe ved å sette spørsmål ved tilgangen til gode nærmiljøkvaliteter i byens småhus- og villaområder. Ved å fokusere på hvordan den romlige fordelingen av ulike type grøntkategorier assosieres med indikatorer for sosioøkonomisk status, fokuserer denne studien på hvordan urbane grøntområder og parker former samfunnene rundt dem. Forskningen motiveres av spørsmål fra grønne rettferdighetsperspektiver. Litteraturen er fortsatt lite kjent og relativt ny, og det er behov for forskning på hvordan urban grønnstruktur kommuniserer med sosioøkonomisk status i Oslo, Norge. Denne oppgaven ønsker derfor å undersøke om disse ulikhetene finnes ved å studere fordelingen av urbane grøntområder i Oslo fra et sosioøkonomisk/sosialt bærekraftperspektiv ved å studere forholdet mellom grøntområder og de sosioøkonomiske faktorene inntekt, utdanning, innvandringsstatus og trangboddhet.

1.4. Bakgrunn

En rekke metoder har blitt brukt for å studere og kartlegge tilgang til grøntområder (Martínez-Harms & Balvanera 2012; Wolff et al. 2015). Disse studiene har imidlertid sjelden adressert sosiale og grønne rettferdighetsdimensjoner som kan knyttes til urban grønnstruktur før nylig (Suarez et al. 2020). Samtidig har det de siste årene vokst frem en større mengde forskning på tilgang til grøntområder som tar i bruk geografiske informasjonssystemer (GIS) for å studere grønn rettferdighet (Comber et al. 2008; Coutts et al. 2010; Sister et al. 2007). Litteraturen om grønn rettferdighet er fortsatt i sin tidlige fase, og hvordan grøntområder

fordeles for ulike befolkninger må undersøkes nærmere. I Norge har imidlertid få studier undersøkt dette forholdet, og denne masteroppgaven ønsker dermed å være et bidrag til å dekke dette forskningshullet ved å bruke geografiske informasjonssystemer til å kvantifisere fordeling og tilgang til grøntområder i Oslo, Norge etter sosioøkonomisk status, og danner derfor forskningsbakteppet for denne studien.

Oslo by er omgitt av blå og grønne områder som utgjør parker, rekreasjonsområder, grønne korridorer og vannveier, inkludert skogkledde åser kjent som Oslomarka. For å møte forventet befolkningsvekst de neste 15 årene er det planlagt å bygge rundt 100 000 nye boliger, noe som uunngåelig vil føre til pressede grøntarealer (Suárez et al. 2020). Norge har en av de laveste prosentandelene av mennesker i fare for fattigdom eller sosial ekskludering i Europa (Eurostat 2016). Oslo mangfoldig by, og er vertskap for en økende befolkning av første- og andregenerasjonsinnvandrere, som utgjør 33% av total befolkning og økende (Suárez et al. 2020). Samtidig er byen relativt segregert etter sosioøkonomisk bakgrunn (Veen & Eiter 2018). Disse trendene kombinert med økende mangfold og en arealplanlegging som vektlegger fortetting vil forventet press på grøntområder muligens bare stige fremover. Økende press på begrensede arealer øker etterspørselen av tilstrekkelig tilgjengelighet til offentlige uteområder for hele befolkningen, og sikringen av disse blir dermed kun viktigere.

Et felles trekk ved bygeografi- og planlegging er studiet av urban rettferdighet og forsøket om å bekjempe ulikhet i det urbane rom. Fra et byplanleggingsperspektiv inkluderer lik tilgang til urbane tjenester og fordeler (Wolff et al. 2015). Flere studier viser hvordan tilgangen til urbane tjenester påvirkes av ulike mønstre av tilgjengelighet etter forskjellige samfunnsgruppers sosiale og økonomiske muligheter, f.eks. tilgang til likeverdig utdanning, transport og helse- og sosialtjenester (Chen & Wang 2020). Slike former for urbane tjenester dekker ulike type behov som bybefolkningen har (Litman 2002). Tilgjengelighet til urban grønnstruktur blir slik et sentralt aspekt hva angår tilgang til urbane tjenester studert fra et rettferdighetsperspektiv, og fordelingen av rettferdige grøntområder på tvers av byens ulike sosioøkonomiske nabolag har blitt et viktig politisk element for politikere og planleggere (Xiao et al. 2017). Oppmerksomheten som rettes til urbane tjenester kommer ofte fra et rettferdighetsperspektiv ettersom at nærhet eller tilgang til slike tjenester kan inneholde en rekke fordeler, eller motsatt, at fravær av dem kan representere ulemper. Å etterstrebe rettferdighet i fordeling av fordeler og ulemper er derfor særlig av interesse.

Oslo kommune har som mål å sikre og videreutvikle areal for blågrønn struktur, også for en voksende befolkning (Oslo kommune 2015). Ved å ha en grønn stedsmarkedsføring forsøker byen å posisjonere seg i det internasjonale toppskiktet. Oslo har i løpet av de siste årene havnet høyt oppe på rangeringer av byer, inkludert livskvalitet (Spotahome u.d.), balansering av arbeids- og privatliv (KISI 2022) og kåret av Europakommisjonen til Europeisk Miljøhovedstad 2019 (EC, 2018). Byens slagord «*the blue and the green and the city in between*» inviterer til internasjonal konkurranse og byens posisjonering mellom fjorden og marka fremheves. I en by som Oslo hvor befolkningen har relativt høy tilgang til grøntområder blir *type* og *kvalitet* på grøntområder viktigere. Kvalitetene på byens grønnstruktur varierer avhengig av de urbane nabolagene. En generell tendens er at de indre byområdene i og rundt bykjernen har lavere tilgang til grøntområder og motsatt, at byens ytre områder har høyere tilgang (Luccarelli & Røe, 2012, s. 30). Utfordringen ved å kunne tilby likeverdig tilgang i indre og ytre by vedvarer, og fremover blir det en viktig oppgave å tilnærme forholdet mellom arealbruk, fortetting og grønnstruktur – særlig i de områdene som har består av mindre grøntområder, har flere innbyggere eller ventes en høyere befolkningsvekst, eller i sårbare nabolag.

Samtidig ønsker denne forskningen å bidra til hvordan utviklingen av urban grønnstruktur kan etableres gjennom en bærekraftig byutviklingspolitikk hvor alle de tre dimensjonene integreres. Potensielt kan mangelen på offentlig rettferdighetsorientert bypolitikk bidra til økte forskjeller. Denne masteroppgaven ønsker derfor særlig å bidra med kunnskap om sosial rettferdig fordeling av offentlige grønne goder. Samtidig som at oppgavens funn gjelder for Oslo og alltid vil inneha en viss grad kontekstualisering, kan resultatene være overførbare til andre lignende byer og være en god pekepinn idet andre storbyer ønsker å utvikle nye grønnstruktur i byen. Litteraturen om urbane fenomener i andre mellomstore byer er relativt sparsommelig sammenlignet med andre større, globale byer (Sassen 1991; Robinson 2006). Dette Oslo-studiet representerer som sådant et viktig bidrag for tilsvarende byer av “medium storbyer” etter type og størrelse. På denne måten kan studiet være av internasjonal betydning for grønnpolitikk- og planlegging.

1.5. Forsknings spørsmål (og hypoteser)

Oppgavens forsknings spørsmål presenteres nedenfor. Gitt studiet formål om å undersøke grønn tilgjengelighet etter sosioøkonomiske forhold har det blitt formulert to forsknings spørsmål. Det første forsknings spørsmålet blitt definert som følgende:

- i. *Forsknings spørsmål 1: Hvordan er tilgangen til grøntområder romlig distribuert i Oslo etter sosioøkonomisk status?*

Oppgaven går ut fra en forutsetning om at fordelingen av geografisk tilgjengelighet til grønn struktur forstått isolert sett kan avdekke potensielle ulikhetsmønstre. For å tillegge oppgaven en ytterligere dimensjon som potensielt kan bidra til å forstå et slikt mønster blir belastning på grøntområder inkludert. Oppgavens andre forsknings spørsmål blir derfor definert slik:

- ii. *Forsknings spørsmål 2: Til hvilken grad har Oslos grøntområder potensiell (over)belastning, og hvordan får dette romlige uttrykk?*

For å undersøke forsknings spørsmålene har det blitt formulert tre hypoteser og tilhørende tre alternative hypoteser. Både nullhypotesene og alternative hypoteser presenteres. De alternative hypotesene har blitt formulert slik:

- I. *Hypotese 1 ($H_1 - 1$): Det finnes en forskjell mellom tilgang til grøntområder etter sosioøkonomisk status*
- II. *Hypotese 2 ($H_1 - 2$): Forskjellen i tilgang til grøntområder etter sosioøkonomisk status øker parallelt med grøntområdets størrelse – de hierarkiske kategoriene*
- III. *Hypotese 3 ($H_1 - 3$): Det finnes en forskjell mellom belastning på Oslos grøntområder etter sosioøkonomisk status*

Nullhypotesene går ut ifra en antagelse om at det *ikke* er forskjell, og derfor har de blitt formulert slik:

- IV. *Hypotese 1 ($H_0 - 1$): Det finnes ingen forskjell mellom tilgang til grøntområder etter sosioøkonomisk status*
- V. *Hypotese 2 ($H_0 - 2$): Forskjellen i tilgang til grøntområder etter sosioøkonomisk status øker ikke parallelt med grøntområdets størrelse – de hierarkiske kategoriene*
- VI. *Hypotese 3 ($H_0 - 3$): Det finnes ingen forskjell mellom belastning på Oslos grøntområder etter sosioøkonomisk status*

1.6. Omfang og avgrensning

For å studere tilstanden til hovedstaden med et presist skråblikk begrenses denne til Oslo by, den administrative enheten referert til som Oslo kommune. Gitt at formålet med denne oppgaven er å undersøke urban grønnstruktur begrenses oppgaven geografisk til Oslo kommunes byggesone spesielt, i tillegg til at studieområdet rammes inn ved hjelp av grensene til Oslofjorden, inkludert øyene, og Markaloven. Det er mange temaer og studieområder som kan være relevante å studere når temaet handler om grønn rettferdighet i byen. I dette tilfellet har den bebygde delen av Oslo kommune blitt valgt som studieområde. Oppgaven velger derfor å sette en ytre grense ved de urbane ytre grensene, samt å avgrense til Oslo kommune. Det betyr at grøntområder som eksisterer rett utenfor kommunegrensen ikke inkluderes i denne oppgaven, med de fordelene og ulempene dette måtte medfølge. Samtidig har Marka blitt holdt utenfor analysen, men til den grad det studeres tilgjengelighet til marka inkluderes inngangspunkter, oftest representert som stier eller veier innover i marka fra byggesonen. Videre avgrenses denne oppgaven til studiet av allment tilgjengelige grøntområder brukes som friområder, og ignorerer dermed private grøntområder som hager. Dette gjøres i råd med Oslo kommune & PBE (2010) sin definisjon av grøntområder i byggesonen. Dette redegjøres for lengre ned. Imidlertid får dette konsekvenser for hvilke grøntområder som inkluderes og definisjonens avgrensning. Videre begrenses det til de grøntområdene som er planmessig sikrede. Samtidig har det, etter praktiske årsaker, blitt satt en nedre grense på rundt 1000 kvadratmeter, også i tråd med PBE & Oslo kommune (2010). Dette gjøres for å lage oppgaven så lik etter definisjoner og metode slik at resultatene kan ansees gyldige med gode muligheter for etterprøvbarehet eller videreutvikling.

1.7. Kapittelinnndeling

For å svare på forskningsspørsmålene fordeles oppgaven seg inn i åtte antall kapitler. Neste kapittel, kapittel 2, gir en oversikt over relevant teori for forskningsspørsmålene. Først og fremst er dette teori om grønn urbanisme, bærekraftighet i byplanlegging og sosial og miljømessig rettferdighet knyttet til urbane grøntområder. Kapittel 3 presenterer oppgavens data, variabler og metoder som brukes i analysen. Kapittel 5 presenterer oppgavens funn med tilhørende geografiske kartframstillinger og kvantitative modeller. Kapittel 6 diskuterer de funnene som ble gjort i resultatkapittelet, og reflekterer over funnene i lys av oppgavens teoretiske rammeverk og kontekst. Her vil også oppgavens begrensninger diskuteres, både metodologiske og andre. Til slutt oppsummerer og konkluderer kapittel 7 med oppgavens funn, med følgende policyimplikasjoner og forslag til videre studier.

2. Teoretisk rammeverk

2.1. Introduksjon

De mangefasetterte fordelene urban grønnstruktur tilbyr befolkningen, både økologiske og sosiale, har gjort at planleggere, akademikere og politiske beslutningstakere i økende grad har anerkjent grønne rom i byen som et viktig befolkningsgode (Boone et al. 2009). Å ha tilgang til disse rommene ansees derfor som sentralt for innbyggernes livskvalitet. Kontrasterende forstås en mangel på denne tilgangen i økende grad som et miljørettferdighetsproblem. Dette problemet har en generell tendens til å følge allerede fastsatte ulikhetsmønstre, og det er denne utfordringen som danner dette kapittelets bakteppe. I orden for å få en bedre forståelse av sammenhengen mellom urban grønnstruktur og sosioøkonomisk status, har dette kapittelet som formål å gjennomgå sentrale teoretiske ideer og empiriske eksempler.

2.2. Urbane bærekraftighetsstrategier

Siden byer er forankret i globale kretser av mobil kapital (Sassen 2002), må de, for å opprettholde eller forbedre egen markedsposisjon, konkurrere mot hverandre. I kontemporær debatt kobles intensivering av det urbane med bærekraftig masterplanlegging og etableringen av nye, grønnere nabolag. Når disse nye nabolagene markedsføres som grønne og

bærekraftige nabolag oppstår det som har blitt kalt postindustriell byplanlegging (Bunce, 2018). En slik bærekraftig, postindustriell planlegging har fremmet kompakt byutvikling, transport og infrastruktur. Ofte assosieres etableringen av bærekraftige byer og en tettere urban form gjennom intensivering med urban bærekraft (Bunce, 2018, s. 7). I slik forstad kan en kompakt planleggingsmodell motvirke slike tendenser ved å produsere mer bærekraftige måter å utvikle det urbane på, samtidig som at en slik fortetting av fasiliteter kan tilby den urbane befolkningen en orientering mot mer hverdagslige, bærekraftige praksiser (Bunce, 2018, s. 7). Slik planleggingspraksis har blitt kjent som *den kompakte byen* eller *kompakt byutvikling* (eng. *compact city*) og «smart vekst» (eng. *smart growth*) for å forhindre negative konsekvenser fra ukontrollert urbanisering, kjent som urban byspredning (eng. *urban sprawl*) (Bunce, 2018, s. 23). Ideen om urbane bærekraftighetsstrategier brukes ulikt av aktører for å indikere motstridende visjoner for økonomi, miljø og samfunn (Gregory et al. 2009). Lignende begreper har vokst frem parallelt med urban bærekraftbegrepet, inkludert den kompakte byen, den motstandsdyktige byen, urban økologi og grønn urbanisme (Luccarelli & Røe 2012).

For å tilfredsstille en økende etterspørsel blir grønne rom stadig mer synlige i urbane forgrønnings- og revitaliseringsinitiativer hva angår urbane bærekraftighetsstrategier. Nyliberal ideologi adopteres som en strategi for (urban) styring, på bekostning av miljøhensyn i denne globale, interurbane konkurransen (While et al. 2004). Slik forsøker byer å være attraktive og tiltrekke seg mennesker og kapital som følger etter dem, med en ny *bærekraftighetsdimensjon* (en grønn dimensjon). Denne overgangen har Bryson (2013) hevdet at den nyliberale byen blir til en *entreprenørskapsby* (eng. *entrepreneurial city*). På denne måten har det blitt argumentert at gentrifisering får «grønne egenskaper» fordi urbane initiativer for forgrønning trenger transformerte urbane grønne rom for urban *entreprenørisme* (Bryson 2013). Derfor argumenteres det at urbane bærekraftighetsstrategier underlegges en større urban konkurranse som forsøker å gjøre byer mer attraktive. Disse strategiene gjenkjennes av flere som inkorporert i en markedsøkonomi preget av «grønn konkurransevne» – grønn vekst (Cucca 2012; Vavouras 2016). Harvey (1996) hevder at det ikke er mulig å skille mellom kulturpolitikk, sosiale prosesser og stedsutvikling, og gir urbane grøntområder en sentral rolle i den globale konkurransen som tar plass både mellom og på tvers av byer. Byers frontlinjerolle som globale kommandopunkter og kreative hot spots har gjort at de har blitt sted for forskning, innovasjon og avansert produksjon (Luccarelli & Røe, 2012). Grønn urbanisme får i økende grad

oppmerksomhet fra selvpromotering og stedsmarkedsføring av urbane kvaliteter for å tiltrekke både mennesker, kapital og selskaper, og på den måten kommodifiserer byen (Luccarelli & Røe, 2012, s. 16). Urban bærekraftighet inkluderer også tiltrekking av forretningsinvesteringer (Keil 2005) og det Florida (2002) omtaler som den kreative klasse. Noe som har gjort at enkelte hevder at byer i økende grad inkorporerer bærekraftighet som et verktøy for urban merkevarebygging i hva som har blitt et svært konkurransedyktig internasjonalt urbant miljø (Cucca 2012). På denne måten kan ulike byer oppleves grønnere enn andre, muligens på grunn av befolkningens livsstiler, grønne nabolag eller på grunn av deres status som en “grønn by” (Luccarelli & Røe, 2012). Også gjennom andre praksiser, inkludert konsumpsjon og sosial praksis kan byer eller dens innbyggere fremstå som grønne, og på denne måten bidra til den grønne urbanismens kulturalisering (Luccarelli & Røe, 2012, s. 16). Imidlertid er ikke disse praksisene nødvendigvis bærekraftige, verken sosialt eller økologisk, som har ført til at flere hevder at grøntutvikling må forstås som verktøy for økonomisk utvikling og apparater for sosial reform som snakker et «bærekraftspråk» (eng. *language of sustainability*) (Dooling 2009). Følgelig blir nyliberalistiske ideologier indoktrinert i bærekraftsagendaen (Bryson, 2013). Ingen er «imot» bærekraftig utvikling (Swyngedouw 2007), noe som ofte fremstiller urbane bærekraftstrategier som et nøytralt prosjekt uten kritisk vurdering av sosial ulikhet, etniske forskjeller, eller miljømessige, grønne fordeler og ulemper. Slike «grønne» policyer kan fungere som en reproduksjon av eksisterende forbruksmønstre snarere enn å oppmuntre til de dyptgripende endringer som kreves for å møte reell bærekraftighet (Krings & Schusler, 2020).

Gould & Lewis (2017) spiller på Molotch (1976) og Logan & Molotch (1987) tese om urbane vekstmaskiner når de utvikler konseptet om grønne vekstmaskiner (eng. *green growth machines*). Tesen om grønne vekstmaskiner inkluderer gruppen av aktører som interesserer seg for effektive energi- og designløsninger og å «bygge grønt», som LEED-sertifiseringer (Dilworth & Stokes 2013). Denne grønne tesen inkorporerer forgrønning av tidligere industrielle nabolag gjennom en strategi for vekst eller byfornyelse som har som formål å tiltrekke bedrifter og mennesker med oppgraderte miljøfasiliteter og livskvalitet (While et al. 2004). Samtidig demonstrerer Jocoy (2018) betydningen av en stedsspesifikk kontekst for utvikling. Hvordan man forholder seg til utvikling påvirkes av egen rolle og interesse, og sier noe om hvordan man forholder seg til konsensus. Demonstrert av variasjoner for økologisk modernisering illustrerer Hajer (1995) hvordan diskurser om bærekraftig utvikling har opplevd økt innflytelse i bypolitikk, og hevder at økonomisk vekst og miljøbeskyttelse er

gjensidig støttende og kan derfor oppnås samtidig. Imidlertid har det blitt argumentert at slike trender bidrar til et behov for en selektiv inkorporering av miljømessige mål for å løse konflikter rundt økonomi og miljø som en nødvendig betingelse for moderne byvekst, kjent som *urban sustainability fix* (While et al. 2004) eller en *environmental fix* (Castree, 2008).

2.3. Miljørettferdighet

Innledningsvis ble det vist at litteraturen om miljørettferdighet tradisjonelt har fokusert på urettferdig fordeling av negative eksternaliteter fra et folkehelseperspektiv. Teorien om miljørettferdighet forsøker på denne måten å tilby en politikk som imøtekommer politisert bærekraftighet ved å avdekke ulikhet i befolkningens tilgang til grøntområder og eksponering for miljøbelastninger. Fundamentet i miljørettferdighet handler om at alle individer har rett til samme beskyttelse av miljø og helse (Bullard 1996), og kan defineres som «alles rett til å dra nytte av et trygt og godt miljø, til tross for sosial klasse, etnisitet, kjønn eller annet» (Gregory et al. 2009). På denne måten blir miljørettferdighet del av en bevegelse for sosial bevegelse som smelter sammen miljørettferdighet og sosialrettferdighet (Gould & Lewis 2017).

Bevegelsen vokste frem som en motreaksjon på miljømessig rasisme (eng. *environmental racism*), og inkluderer nå et bredt spekter av utfordringer, inkludert eksponering for miljøskader og tilgang til miljøgoder (Koprowska 2019). Pope & Dockery (2006) understreker hvordan sårbare befolkningsgrupper har opplevd institusjonelle og strukturelle urettferdigheter enn øvrig befolkning. I noen kontekster gjorde politiske beslutningstakere målrettede initiativer i allerede utsatte nabolag, men konsekvensen har ofte blitt det samme; at sårbare befolkningsgrupper har blitt rammet uforholdsmessig av miljørisikoer, inkludert risiko for å høyere dødelighet og flere sykdommer (Pope & Dockery 2006).

Schlosberg (2004) hevder at miljørettferdighet kan adresseres ut fra de tre dimensjonene fordelingsrettferdighet (eng. *distributive justice*), prosedyrere rettferdighet (eng. *procedural justice*) og anerkjennelsesrettferdighet (eng. *recognition justice*). Førstnevnte, fordelingsrettferdighet, knyttes gjerne til ulik fordeling av fordeler (*inequality*) og sosial urettferdighet i romlig fordeling (*inequity*) (Gerlak & Zuniga-Teran 2020). Den andre dimensjonen, prosedyrere rettferdighet handler om rettferdighet i integrasjonen av gjeldende grupper i prosesser for planlegging og beslutning i et offentlig rom (Kabisch & Haase 2014, s. 130), mens anerkjennelsesrettferdighet derimot tar for seg ulike sosiale gruppers

anerkjennelse av forskjellige verdier, preferanser og behov (Fraser 1995). Her blir de to dimensjonene rettferdighet i fordeling og anerkjennelse. Det er klare bevis i litteraturen om miljørettferdighet, urban sosiologi og bygeografi at det eksisterer miljømessig urettferdigheter i fordeling av grøntområder i byen (Wolch et al. 2014). For eksempel har etniske og rasemessige minoriteter og lavinntektsbefolkninger dårligere tilgang til grønne rom enn den hvite og mer velstående befolkningen (Jenningset al. 2012; Johnson-Gaither 2011; Landry & Chakraborty 2009).

Imidlertid har nyere litteratur opplevd en reorientering og nyere studier inkluderer også nå hvordan urban grønnstruktur positivt kan bidra til et nabolag og dets individer; de positive eksternalitetene ved grønnstrukturen og fordelingen av disse (Wen et al. 2013). Disse nyere studiene kommer fra blant annet byplanlegging, politisk økologi, folkehelse og miljørettferdighet (Wolch et al. 2014). Romlig fordeling av grøntområder i byer har blitt utforsket av nyere studier etter tre dominante aspekter som undersøker rettferdighet i tilgang til grøntområder- og fasiliteter. Et av aspektene har undersøkt sammenhengen mellom velstanden i nabolaget og kvaliteten på grønnstrukturen. Studier finner at, sammenlignet med mer velstående lokalsamfunn, opplever arbeiderklasse- og lavinntektsnabolag generelt grønnstruktur av dårligere kvalitet (Anguelovski et al. 2019). Dette inkluderer færre antall grøntområder, mindre bruksarealer og mindre vedlikeholdt grønnstruktur. I motsetning har hvitere og rikere områder hatt en fordel av miljøfasiliteter på grunn av økt utbredelsen av park, kyst og andre offentlige nabolagsrom (Rigolon & Nemeth 2018). Et annet aspekt har undersøkt forholdet mellom rettferdighet og identitet, samt preferanse og bruk av grønne rom, med en særlig fokus gitt til erkjennelse i form av identitet, preferanse og bruk (Schlosberg 2007). For eksempel har kritisk urbanisme vektlagt betydningen av en dypere forståelse av koblingene og relasjonene som ulike samfunn har dannet med urban natur og grønne områder over tid. Anguelovski et al. (2019) understreker hvordan ulike etniske minoriteter knytter vonde opplevelser av ekskludering, lynsjing, desinvestering og vold til grønnstruktur. I tillegg knyttes kan dette også knyttes til miljøprivilegier – fordeler fra urban grønnstruktur som ofte har blitt forbeholdt en hvitere og rikere samfunnsgruppe (Anguelovski et al. 2019). Det kan indikere at selv om større grøntområder inneholder flere økosystemfordeler, kan slike grøntområder oppleves mer utrygge å ferdes i, gitt at trygghet kan oppleves forverret blant enkelte samfunnsgrupper. Dette gjelder særlig hvis grøntområdene ligger i nærheten av høykriminalitetsnabolag (Anguelovski et al. 2019). Betydningen av sosio-miljøet og kulturhistorier etter hvordan ulike grupper erfarer samfunnet, og hvordan fortidens erfaringer

fortsetter å påvirke dagens bruk og tilgang til grøntområder, må ikke undergraves. Sosio-romlig segregering og en generelt dårligere tilgang til grøntområder for sårbare samfunn har derfor fått økt oppmerksomhet i nyere litteratur. Til slutt understrekes det siste aspektet en erkjennelse av hvordan rehabilitering av grønne fasiliteter kan oppleves avvisende for enkelte samfunnsgrupper (Checker 2011). Imidlertid hevder Haase et al. (2017) enkelte gruppers møter på utfordringer ved ineffektivitet ved å adressere egne preferanser, oppfatning av sted og bruk av grøntområder under design- og planleggingsfasene, som igjen påvirker bruk av grønnstrukturen.

Elementer ved miljørettferdighet omtales også i andre studier som forsøker å tilnærme seg spørsmål om hvorfor visse grøntområder står ubrukt. Generelt tilskrives sosiokulturelle forhold som fattigdom og kulturelle preferanser, samt sosio-romlige determinanter som reiseavstand eller grøntområdets karakteristikk (Wolch et al. 2014). Stodolska et al. (2011) hevder at dette skyldes en oppfatning om utrygghet eller manglende tilhørighet til både sted og samfunnsgruppe. Byrne (2012) undersøker hvordan historier om segregering innenfor parksystemet, som regulering av arealbruk, begrenser etniske minoriteters tilgang og bruk av grøntarealer. Som demonstrert ovenfor viser den generelle trenden hva angår rettferdighet i fordeling av grøntområder på tvers av befolkningen at sårbare grupper generelt har dårligere tilgang til grøntområder enn øvrig befolkning. Litteraturen har vært spesielt opptatt av å demonstrere at forgrønningsprosjekter kan resultere i nye mønstre av ulikhet og urettferdighet, som særlig er tilfellet for samfunnsgrupper med lavere sosioøkonomisk status (Anguelovski et al. 2018b; Connolly 2018; Dooling 2009).

Undersøker av offentlige og ideelle midler til rekreasjon og urbane grøntområder viser at ressursutdeling følger eksisterende klasse og etnisitetskonturer. Generelt har lavinntekts etniske minoriter langt mindre å bruke på rekreasjon og grøntområder i tillegg til at gruppen også får færrest ideelle ressurser (de har minst og får minst) (Joassart-Marcelli, 2010; 2011). Andre studier finner mer komplekse sammenhenger mellom tilgang til park og rase/etnisitet eller sosioøkonomisk status. Også overbelastning av grøntområder har blitt studert fra en grønn rettferdighetslense, og relateres til situasjonen hvor byens grønnstruktur opplever i økende grad press (Sister et al. 2010; Wolch et al. 2014). En amerikansk studie fant at den svarte befolkningen har høyere sannsynligheten for å bo nærmere grøntområder, men at den hvite og rikere befolkningen har tilgang til både fler grøntområder og mindre pressede grøntarealer per innbygger (Boone et al. 2009).

2.4. Urbane grøntområder og bærekraftig byutvikling

Det som omtales i litteraturen som urban green space ser ut til å dominere fenomenet innenfor byforskning, men andre konsepter som *park* og *urban forest*, *green space* eller *green areas* brukes i flere tilfeller synonymt med urbane grøntområder. Urbane grøntområder kan defineres på mange måter, og vanligvis inkluderer disse definisjonen parker, naturreservater, underutviklede åpne områder og grønt vegetasjonsdekket, men kan også inkludere andre elementer som grønne korridorer, samfunns-, koloni- og parsellhager, og andre former for grønn infrastruktur (Comber et al. 2008; Maas et al. 2006). Oslo kommune (2017) definerer åpne grøntområder som «*offentlige parker, hager, kirkegårder og lignende utelukkende til bruk for gående og syklende, samt utendørs sportsanlegg og private grønne arealer gratis tilgjengelig for publikum*». Oppgaven adopterer denne definisjonen, samtidig som at begrepene grøntområder, grønnstruktur og grøntarealer om hverandre.

2.4.1.. Fordeler ved urbane grøntområder

De positive assosiasjonene ved romlig fordeling og tilgjengelighet til urban grønnstruktur beskrevet ovenfor har ført til fremvoksende bekymringer hos planleggere, samfunnsaktivister og politikere knyttet til miljørettferdighet (Rutt & Gulsrud, 2016; Heynen et al. 2006). For innbyggerne i urbane områder med begrenset tilgang til naturlige uteområder representerer urban grønnstruktur mange fordeler. Flere studier har demonstrert betydningen ved å bli eksponert for grøntområder over lengre tid, og finner positive økologiske, sosiale, og helsemessige fordeler inkludert, promotering av aktive livsstiler, sosiale nettverk ved uformelle og tilfeldige møter, psykisk tilfredshet og stressreduksjon, samt biologisk naturmangfold (Anguelovski et al. 2018b; Ulrich 1981; 1991; Woo et al. 2009).

Grøntområder virker beroligende og tilbyr en følelse av fred og ro (Kaplan & Kaplan 2003; Song et al. 2007). Samtidig kan de oppmuntre til fysisk aktivitet, som igjen har betydelige konsekvenser for psykisk helse (Barton & Pretty 2010). I tillegg kan grøntområder fungere som en møteplass for sosial interaksjon og samhold, samt tilby økt trygghet og stedtilhørighet (Kuo et al. 1998). Flere studier har demonstrert viktigheten av urbane grøntområder i promotering av sosiale interaksjoner og stedstilhørighet (Kaplan & Kaplan 2003). For barn og unge er sosialisering særlig viktig for trivsel og utvikling (Kahn & Kellert 2002).

I tillegg finner studer at urban grønnstruktur gjør bymiljøer mer estetisk foretrukne (Kaplan et al. 1972; Sardon 1988), samtidig som at reduserer energibruk for kjøling og oppvarming av byen (Akbari et al. 2001) og forbedrer luftkvaliteten (Nowak et al. 2006; Nowak et al. 2014).

Studier viser også til viktigheten av eksponering for grøntområder for psykologiske og fysiologiske roller, særlig i promoteringen av bedre mental helse (Richardson et al. 2013; Huynh et al. 2013), samt redusert inntektsrelatert helseulikhets effekt på sykelighet (Mitchell & Popham 2008). Også den visuelle tilgangen til grønnstruktur, inkludert utsikt til naturarealer, ser ut til å være fordelaktig i reduksjon av kriminalitet og aggresjon, f.eks. for institusjoner som sykehus, psykiatriske institusjoner eller fengelser (Kuo & Sullivan, 2001a; 2001b). I litteraturen kobles gjerne tilgang til grøntarealer og befolkningens sosioøkonomiske karakteristikk, særlig i de tilfellene hvor ulikhet i tilgang eller fordeling kommer som følge av forskjeller i sosioøkonomiske status (Taylor et al. 2006; Byrne et al. 2009).

Litteraturen om grøntområder viser til at det ikke nødvendigvis er det å *faktisk oppholde* seg i de grønne rommene som er hovedformen for «kontakt» med naturen (NINA 2019). Snarere så har den opplevde erfaringen av grøntområder, gjennom indirekte møter, den vanligste formen hvor individet opplever natur. Det betyr at det å ha utsikt til en park kan gi like høy verdi for individet som det å faktisk befinne seg eller oppholde seg i det over lengre tid. På denne måten får nære naturlige elementer en stor verdi i menneskers liv. Disse umiddelbare grønne rommene blir kanskje ekstra viktig for mindre mobile mennesker eller individer som på andre måter/for andre grunner oppholder seg mye i hjemmet eller rett utenfor. Dermed bør innbyggernes livskvalitet forstås sammen med integreringen av de grønne, fysiske elementene og hverdagslige mønstre, og hvordan disse får ta del i dag-til-dag tidsmessige (temporal) dimensjoner (NINA 2019). Samtidig er grøntområder svært heterogene, og varierer etter størrelse vegetasjonsdekket, miljøkvalitet, mangfold og artsrikdom, og etter tilgang og nærhet til offentlige tjenester og fasiliteter (Fuller & Gaston 2009; Dahmann et al. 2010; Sister et al. 2010). Å sikre bedre tilgang til grøntområder for alle befolkningsgrupper knyttes på denne måten til spørsmål om økonomiske, politiske, sosiale og kulturelle privilegier. Slik blir spørsmålet om tilgjengelighet til grønnstruktur i byen et sentralt tema innenfor planlegging ettersom at det er en antagelse om at mer velstående høyinntektsnabolag har jevnere fordeling av urbane tjenester, inkludert grøntområder, og motsatt, at mer sårbare lavinntektsnabolag har en mer skjev fordeling.

Til tross for de mangefasettede positive eksternalitetene urban grønnstruktur tilbyr, finnes det også ulemper. Imidlertid er ikke nødvendigvis fordelingen av grøntområder, og dermed også fordelene de tilbyr, rettferdige, til tross for inkonsistent empiri. Flere studier viser til negative eksternaliteter for oppsøking av grøntområder som befinner seg i nabolag med dårlig trafikkhåndtering, høy luftforurensning og andre risikokonsentrasjoner (Hidayati et al. 2021; Wolch et al. 2014). Hidayati et al (2021) studerer etniske minoriteter og lavinntektsbefolkningens tilgang til parker, og finner at gruppen oftere enn andre befolkninger går eller sykler for å komme seg til grøntområder. Dette medfører positive helseutfall (Hidayati et al. 2021). Samtidig oppdaget de at samme gruppen har dårligere tilgang til trygge gang- og sykkelveier på grunn av lite implementerte mobilitetsstrategier, og har resultert i at denne gruppens tilgang til grøntområder ofte krever at de må passere risikofylte områder som har en stor mengde høy trafikk eller luftforurensning, med forverrede helseutfall (Hidayati et al. 2021). Dette blir spesielt tydelig i urbane nabolag hvor disse befolkningsgruppene allerede er omgitt av høyere konsentrasjoner av forurensning (Su et al. 2011). På denne måten vil ikke denne gruppen få de fordelene som kommer av å sykle eller gå tradisjonelt gir, og snarere kan de oppleve negative eksternaliteter som kommer fra økt eksponering for forurensning, i tillegg til sikkerhetshensynet som kommer fra å ferdes langs veier med dårlig mobilitetsplanlegging og større eksponering fra trafikk i orden for å nå grønnstrukturen (Wolch et al. 2014).

I tillegg har flere studier demonstrert hvordan utvikling eller forbedring av grønnstruktur ikke nødvendigvis bidrar til høyere livskvalitet for alle typer innbyggere. Disse studiene viser snarere tvert imot, at slik oppgradering kan føre til potensielle forskyvninger av sårbare innbyggere (Checker 2011; Curran & Hamilton 2012; Gould & Lewis 2012), og hvordan grøntutvikling kan skape eksisterende sårbare samfunnsgrupper ytterligere sårbare (Pearsall 2010). Dette fenomenet har blitt kjent som *grønn gentrifisering*, hvor ny eller oppgradert grønnstruktur potensielt skaper forskyvning av sårbare samfunnsgrupper (Anguelovski et al. 2018a). På denne måten kan grønne initiativer som forsøker å oppgradere et nabolags miljøkvalitet resultere i en grønn gentrifiseringsprosess med konsekvenser for nabolagets sårbare befolkninger. Særlig har studier pekt på hvordan eksisterende lavinntektsgrupper har opplevd en forskyvning mot mer utsatte nabolag til fordel for innflyttende høyinntektsgrupper (Marcuse 1985). Enkelte argumenterer for at slike prosesser med oppdatert eller ny grønnstruktur forbereder området på videre gentrifisering med tilhørende fortjeneste for den maktavende eliten (Dooling 2009). På denne måten representerer grønn

gentrifisering en sosial rettferdighetsutfordring. På den ene siden opprinner oppgradering av grønnstruktur fra en bærekraftighetsagenda som forsøker å utvikle nabolag med en miljøetisk tilnærming, På den andre siden derimot undergraver slik etikk den sosiale dimensjonen av bærekraftighet ettersom at fenomenet relateres til ekskludering av sårbare befolkninger (Dooling 2009).

2.5. Bruk og preferanser av urbane grøntområder

Bruk av grøntområder knyttes særlig til alder, kjønn, inntekt, utdanning og tilhørighet til kulturelle eller etniske minoriteter (Krellenberg et al. 2014). Samtidig er selve bruken også forskjellig etter befolkningsgruppe, og særlig bruker yngre grupper grønnstrukturen for å drive sport eller møte andre mennesker, mens voksne og eldre generelt foretrekker å gå turer, ha utflukter med barn eller selvforydelse i naturen (Chiesura, 2004; Kázmierczak, 2013; Mäkinen & Tyrväinen, 2008).

Bruk av grøntområder er viktig for hele befolkningen uansett demografi. Alle aldersgrupper (eldre enn 16 år) bruker urbane grøntområder mye (Schipperijn et al. 2010a). Sang et al. (2016) finner at eldre over en viss alder oppholder seg mindre i områder med urbane grøntarealer, mens Zhang et al. (2013) finner at menn frem til ca. 80 år opplever økt bruk av grøntområder, og at bruken deretter gradvis avtar, og for kvinner er gruppen over 80 år de som bruker grøntområder minst. Lignende viser Sugiyama & Ward Thompson (2007) at eldre som har tilgang til direkte kontakt med grøntområder ved hjemmet er i mer aktivitet og bedre helse enn de som ikke har den kontakten. Enssle og Kabisch (2020) understreker eldrebefolkningens fysiske og psykiske helsegevinster fra grøntområder. Helsegevinstene inkluderer økte nivåer av fysisk aktivitet (Machón et al. 2020), lavere risiko for depresjon – selv å kun ha utsikt mot grønn-blå struktur (Dempsey et al. 2018), og at det kan motvirke risiko for sosial isolasjon (Camps-Calvet et al. 2016; Artmann et al. 2017). For barn og unge inkluderer helsegevinstene forbedret fysisk og mental utvikling gjennom å bo, lære og leke i grønne miljøer (Ward Thompson et al. 2016; Marselle et al. 2020). Kabisch et al. (2016) viser hvordan naturbasert opplæring og lek kan promotere barns utvikling av motoriske ferdigheter, og flere studier finner at barn og unge som har lavere eksponering for grøntarealer har større sannsynlighet for å lide av fedme og ha dårligere syn (Dadvand et al. 2017; Petraviciene et al. 2018). Det norske studiet av Nordbø et al. (2019) undersøkte

forholdet mellom nabolagets grøntområder, fasiliteter og befolkningstetthet som indikator for 8-åringers deltakelse i aktivitet. De finner et positivt forhold mellom å ha tilgang til park innenfor 800 meter og barns fysiske aktivitet, og at barn som bor i grønnere nabolag er mer fysisk aktive (Nordbø et al. 2019). Nordbø et al. (2019) finner også et positivt forhold mellom deltakelse i aktiviteter og tilgang til grønne utefasiliteter, inkludert idrettsbaner og lekeplasser (Nordbø et al. 2019). Studien understreker særlig viktigheten av å ha tilgang til en rekke muligheter og arenaer som promoterer fysisk aktivitet, både i nærmiljøet og det større ytre miljøet (Nordbø et al. 2019). Slike grøntområder er derfor særlig viktig for den yngre befolkningen ved å bidra til sosialt samhold og trivsel ved å oppmuntre til deltakelse i sosiale aktiviteter. Flere studier understreker at sårbare grupper som barn eller eldre med funksjonsnedsettelse, og særlig for de med redusert mobilitet, kan mangel på tilgjengelige sitteplasser, toaletter, drikkefontener og andre lignende infrastrukturtjenester hindre bruk (Artmann et al. 2017; Lynch et al. 2019; Onose et al. 2020). I tillegg er umiddelbar nærhet til grøntområder fra hjemmet være særlig sentralt for disse gruppene slik at de får dekket egne fysiske, sosiale og mentale behov er det viktig med nære eller tilpasset grønnstruktur (Gundersen et al. 2016; Schipperijn et al. 2010a; 2010b; Zhang et al. 2013).

Flere studier peker på at bruk av grøntområder vedvarer som et majoritetsfenomen, til tross for økt innvandring og et større kulturelt mangfold (Buijs et al. 2009; Rishbeth 2001). Studien finner at bruk og opphold i naturlige områder i hovedsak er en aktivitet forbeholdt majoritetsbefolkningen, det Buijs et al. (2009) refererer til som en "*white activity*". Grunnen til dette er mangefasettert, men det kan se ut som om forskjell i oppfatning av natur og naturlandskap relateres til en begrenset bruk av ikke-urbane naturlige områder (Rishbeth 2001). Buijs et al. (2009) finner at kulturell bakgrunn påvirker preferanser for landskap, som setter sterke kontraster mellom forestillingen om uberørt og vill natur versus utformede og veldeignede grønnstruktur. I tillegg finner de at innvandrerbefolkningen generelt har lavere preferanser for landskap som ikke er urbane, og at de har særlig lave preferanser for landskap som er «ville» og ikke vedlikeholdte (Buijs et al. 2009). Lignende viser Peters et al. (2010) at ulike etniske minoriteter bruker grønnstruktur på lignende måte, og at vedlikeholdte grøntområdene i byen spesielt fremmer sosial kohesjon for innvandrerbefolkningen gitt at de tilrettelegger for sosiale møter på tvers av grupper. Slik blir disse grønne rommene inkluderende rom hvor ulike etniske grupper møtes og steder for uformell og overfladisk interaksjon – med resulterende stimulering av sosial samhørighet (Peters et al. 2010). Derfor oppleves muligens urbane grøntområder viktige og inkluderende urbane rom for etniske

minoriteter og innvandrerbefolkningen i forhold til ikke-urban natur som skogkledde områder (Peters et al. 2010). Med andre ord kan mindre, velformede og vedlikeholdte grøntarealer av mindre størrelse ha samme eller høyere verdi som større grøntarealer for innvandrerbefolkningen fordi disse byrommene oppleves som særlig inkluderende.

Flere studier finner at samfunn med en høyere andel minoritetsbefolkning og innvandrere har dårligere tilgang til høykvalitets grønne og blå uterom enn samfunn med lavere andeler (WHO 2017; Silva et al. 2018). I Helsinki finner Viinikka et al. (2018) at de bor lengre unna blå-grønne rekreasjonsområder, Kabisch og Haase (2014) demonstrerer at innvandrerbefolkningen i Berlin oftere bor i mer tettbefolkede nabolag med mindre grøntarealer per innbygger i forhold til majoritetsbefolkningen, mens Suárez et al. (2020) finner at Oslos innvandrerbefolkning har dårligere tilgang til grøntområder for friluftsliv. Samtidig kan ulikheter i tilgjengelighet være stedsspesifikke og påvirkes av type grøntområder som er undersøkt. Samtidig demonstrerer Jay & Schraml (2009; 2014) hvordan forskjeller i bruk og preferanser mellom majoritets- og minoritetsbefolkningen kan knyttes til tilhørighet til sosial klasse, noe som problematiserer forskningen og kan gjøre det lite hensiktsmessig å trekke denne sammenligningen i utgangspunktet (Jay & Schraml 2009; 2014).

Europeisk empiri demonstrer imidlertid mindre grønttilgjengelighet for lavinntektsnabolag i forhold til høyinntektsnabolag (Wüstemann & Kalisch 2016; Schüle et al. 2017; de Vries et al. 2020; Hoffmann et al. 2017; Rehling et al. 2021). Brukergruppen til grøntområder påvirkes av en rekke faktorer, inkludert nærhet og tilgang til områdene, sosiokulturelle preferanser, landskapets karakteristikk, fysiske og rekreasjonsmessig tiltrekning, innbyggernes oppfatning og forståelse av arealene, omgivelsenes naturlige og kulturelle kvalitet, samt følelsen av trygghet, sikkerhet og vedlikehold (Bourdeau & Stanners 1995). Årsaker som frykt for trakassering, kriminalitet eller stigma, sosial ekskludering, trafikk, forsøpling eller andre spenninger fører til mindre bruk av grøntområder, men dette er ulikt for aldersgrupper (Potestio et al. 2009). Antatte assosiasjoner av kriminalitet og hærverk, inkludert tagging, kan påvirke de gruppene som bruker eller ikke bruker et grøntområde (Richardson et al. 2010). Dette forholdet er imidlertid inkonsistent. Flere studier illustrerer en assosiasjon mellom bruk av grøntområder og fysisk aktivitetsnivå og opplevd sikkerhet (Travlou et al. 2008; Mitchell & Ropham 2008; Cervero & Duncan 2003). En australsk studie demonstrerer hvordan et grøntområde oppmuntret til (mer) fysisk aktivitet hvis den blir

oppfattet som estetisk tiltalende, f.eks. ved mindre trafikk eller tilstedeværelsen av trær, butikker og fortau (Giles-Corti & Donovan 2002). Law et al. (2006) viser hvordan forfallende grøntområder negativt assosieres med bruk. Også oppfattelsen av nærliggende områder kan spille inn på om innbyggerne oppfatter området trygt og sikkert, og ettersom at dette er et subjektivt mål kan det oppleves forskjellig fra individ til individ (Koprowska 2019). Flere studier demonstrerer en positiv assosiasjon mellom utdanning og bruk av urbane grøntområder (Schipperijn et al. 2010a). F.eks. viser Shanahan et al. (2017) at tilknytningsgraden innbyggerne har til urban natur har en positiv assosiasjon med bruk, og at dette forholdet sannsynligvis påvirkes av tilhørighet til sosial klasse på den måten at natur- og landskapspreferanser og verdier ofte knyttes til sosial klasse. Et eksempel kan være en forventning om at mennesker som har lengre utdanningsoppnåelse også vil være mer opptatt av miljømessige utfordringer og miljøvern (Shanahan et al. 2017)

Større grøntarealer er en begrenset ressurs, og for mange mennesker er avstanden til større grønnstruktur lang, noe som reduserer muligheten for hyppig bruk (Peschardt et al. 2012). I tette urbane områder kan derfor små urbane grøntområder tilfredsstillende innbyggernes behov for naturlige hverdagsopplevelser, men empirien på mindre grøntarealer er noe begrenset (Peschardt et al. 2012). Små offentlige urbane grønne områder (eng. *pocket park*) kan defineres etter grøntarealets størrelse, og grøntarealet må være under 5000m² for å bli vurdert som et «lite grøntområde» (Peschardt et al. 2012). Peschardt et al. (2012) finner i deres danske studie at små grøntarealer er en viktig ressurs i innbyggernes hverdag, hovedsakelig på grunn av de mulighetene rommene tilbyr for sosial interaksjon (sosialisering) og restitusjon og hvile. På den ene siden viser den generelle trenden i studier av grønn-tilgjengelighet at innbyggerne er villig til å gå lengre for å komme til større grøntarealer (Van Herzele & Wiedemann 2003). På den andre siden viser forskning at større parker ikke nødvendigvis foretrekkes fremfor mindre parker (Talbot og Kaplan, 1986). Sannsynligvis kan forskjellighet i bruk og utseende av større og mindre urbane grøntområder tilskrives noe av grunnen, og at mindre grøntarealer til en viss grad begrenser de aktivitetene rommet tilbyr (Peschardt et al. 2012). Som studien til Peschardt et al. (2012) viser har majoriteten av brukerne av mindre grøntområder ikke tilgang til private grøntområder, i tillegg til at mer enn 80 % også brukte annen grønnstruktur i områder ofte. Dette indikerer at mindre grøntarealer ofte varierer etter brukssammenheng og formål – også som en slags kompensasjon for at de ikke har tilgang til privat grøntareal. Imidlertid demonstrerer Maat og de Vries (2006) at folk ikke kompenserer for mangel på grøntareal tilgjengelig i lokale omgivelser. De undersøkte

om bruken av grønnstruktur påvirkes av mengden grøntareal egen bolig og nærområde har, og finner at det ikke gir kompensasjonstferd; at innbyggere med mindre grøntarealer i nærområdet oftere reiser til grøntområder eller sosiale/rekreative grøntområdet (Maat & de Vries 2006). Noen studier inkluderer en variasjon mellom grad av formalitet på grøntområdet, fra formelt til uformelt, hvor førstnevnte inkluderer idrettsanlegg og parker, og sistnevnte inkluderer små grønne rom som befinner seg i direkte kontakt til hjemmet eller andre hverdagslige steder (Gundersen et al. 2016; Rupprecht et al. 2015). Siden de uformelle rommene er mindre planlagt og har en annet formidlet uttrykk, kan opplevelsen av forventningen til bruk være mindre (Rupprecht et al. 2015). Disse brukes hverdagslig og tilfeldig, f.eks. barn og unge som bruker de som sted for lek eller tilrettelagt idrettslek (Gundersen et al. 2016). På denne måten kan små grøntområder ha en større betydning for visse befolkningsundergrupper.

Internasjonal empiri understreker kvaliteter på grøntområders betydning for bruk, og flere studier demonstrerer at nabolag av lavere sosioøkonomisk status oftere har dårligere kvalitet på grøntområder, som igjen virker inn på motivasjonen innbyggerne har for bruk (Csomós et al. 2020; de Vries et al. 2020; Vierikko et al. 2020). Vierikko et al (2020) finner at grønnstruktur i sårbare nabolag oftere har tilgang på mindre varierte fasiliteter enn tilsvarende rikere nabolag, de Vries et al (2020) finner mindre estetisk tiltalende grøntområder med færre fasiliteter i sårbare nabolag, mens Hoffmann et al. (2017) finner at sårbare nabolag har flere utfordringer med grøntområder som knyttet til sikkerhet. Dette er årsaker som påvirker bruk eller at innbyggerne i disse nabolagene opplever mindre fordeler av sine lokale grøntområder (EEA 2022). Hovedfunnet er muligens at det er betydningsfullt for hele befolkningen å ha tilgang til urbane grøntområder, uansett majoritet- og minoritetsbefolkning, sosial klasse, innvandringsstatus, utdanningsopplæring, alder, kjønn eller annet. Men for noen befolkninger er det kanskje viktigere enn andre.

2.6. Tilgjengelighet

Fordeling og tilgjengelighet av grøntområder har blitt studert fra en rekke perspektiver, og generelt bygger studiene på en antagelse om at kortere avstander til grøntområder fra bolig øker grønttilgjengeligheten og sannsynligheten for at områder brukes (Harrison et al. 1995; Peschardt et al. 2013; Krellenberg et al. 2014). Det eksisterer fortsatt ingen vitenskapelig

konsensus om hvordan tilgjengelighet til urbane tjenester best måles (Annerstedt van den Bosch et al. 2016), noe som har ført til at en rekke studier har ulike vurderinger av tilgjengelighet. Kanskje oftest har tilgjengelighet blitt vurdert som etter mål for geografisk nærhet etter ulike avstandsmålinger (Jarvis et al. 2020). Innledningsvis ble det demonstrert ulike offentlige organers tilgjengelighetsvurderinger, inkluderer WHO (2012) sitt 9m² grøntareal per person som et minimumskrav og 50m² som ideell tilgang til grøntarealer, EEAs (2022) anbefaling på maksimal gåtid på 15 minutter til urban park fra bolig og Oslo kommunes (2015) tilgang til en park på minimum 1 dekar (1000 m²) innenfor 250 meter gangavstand (indre by) og en park på minimum 5 dekar (5000 m²) innenfor 500 meter gangavstand (indre og ytre by). Studier av grønttilgjengelighet har gjerne gått ut fra et minstekrav med hensyn til størrelse på grøntarealet, og inkorporerer på denne måten størrelse i vurderingen av tilgjengelighet (Jarvis et al. 2020). Ved å innlemme disse kravene i en vurdering av tilgjengelighet til grøntområder kan sentrale elementer bli avdekket i mer detalj.

Tradisjonelt har tilgjengelighet blitt forstått som «*i hvilken grad arealbruk og transportsystemer gjør det mulig for (grupper av) individer å nå aktiviteter eller destinasjoner ved hjelp av en (kombinasjon av) transportform(er)*» (Geurs & van Wee 2004, s. 128). Definisjonen av tilgang til grøntområder kan variere etter forskningsdisiplin, og ofte brukes begrepene tilgjengelighet (eng. *accessibility*) og nærhet (eng. *proximity*) om hverandre. Enhver forståelse av tilgjengelighet bør imidlertid inkludere de parameterne for hva tilgjengelighet er og for hvem. Forestillingen om tilgjengelighet er svært dynamisk etter ulike samfunnsgrupper og det kan være en utfordring å sette faste tilgjengelighetsparametre (Talen 1997). Flere studier har en felles konsensus om gangbar fremkommelighet på omkring 400m ettersom at tidligere forskning tyder på at det er mest sannsynlig at folk går til et grøntområde i nabolaget hvis den ligger innen 400m fra boligen (Forsyth 2000, Nicholls 2001, Lindsey et al. 2001). Andre studier viser imidlertid at de fortsatt er tilbøyelige til å vurdere et grøntområde som «innen gangavstand» hvis den er opptil 800 meter unna (Boone et al. 2009). Dette er individuelt og kontekstuel, og subjektivitet i tilgjengelighet må dermed ikke undergraves. Flere studier av grønttilgjengelighet har ytterligere inkludert belastning på grøntområdet som mål på rettferdig tilgjengelighet til grøntområder (Boone et al 2009). Overbelastning ser ut til å påvirke bruk og preferanser for grønnstruktur negativt. Hvis det er for mange innbyggere som oppholder seg i samme grøntareal kan dette ha negative konsekvenser i form av mindre attraktivitet (Akpınar 2016; Gobster 1995). I tillegg kan opplevd sikkerhet virke inn på bruk og kan påvirkes av en rekke faktorer, inkludert kvalitet,

vedlikehold og interaksjoner med andre brukergrupper (Błaszczuk et al. 2020; Wolch et al. 2014). Dette er alle faktorer som kan påvirke grøntarealets kvalitet med konsekvenser for faktisk og opplevd tilgang. Til den grad kjønn ser ut til å påvirke bruk finner Sang et al. (2020) og Fredman et al. (2019) at kvinner ser ut til å tillegge grøntområder mer verdi enn menn, samtidig som at de også føler seg mindre trygge i enkelte grøntområder. Studier rapporterer også om kjønnsforskjeller i bruk av grøntområder, og samlet sett bruker menn grøntområder noe mindre enn kvinner (Schipperijn et al. 2010a; Zhang et al. 2013). Å inkludere deltakelse av sårbare befolkningsgrupper i planlegging av grøntarealer kan fungere som en sikring av spesifikke behov befolkningen har, og samtidig være sosialt inkluderende samt skape tillit og tilhørighet, noe som igjen sannsynligvis vil påvirke bruk – og dermed fordeler ved bruk (Hansen et al. 2017; Wilk et al. 2020).

2.6.1. Teknikker for å måle tilgjengelighet

At litteraturen har forstått tilgjengelighet ulikt har resultert i flere måter å vurdere det på. De tre vanligste teknikkene utdypes nedenfor, inkludert containertilnærmingen (eng. *container approach*), «reise-kostnadstilnærmingen» (eng. *travel-cost approach*) og «radius tilnærmingen», (radius approach) (også kalt «den dekkende tilgjengelighetstilnærmingen» (eng. *the covering model of accessibility*) (Talen & Anselin, 1998).

Førstnevnte, *containertilnærmingen*, er den metodologien som kanskje oftest anvendes. Tilnærmingen måler det totale antallet grøntområder, enten med en forståelse av det totale arealet eller en forståelse som individuell telling av områder, ofte inndelt i administrative enheter. Dette muliggjør sammenligning av ulike administrative enheter. En utfordring ved denne vurderingen av tilgjengelighet er imidlertid unøyaktighet ettersom at opptellingen ikke begrenses til relevant befolkning (de som bor i enheten). En annen utfordring ved containertilnærmingen er dens analysesvakhet ved aggregering av data (Zhang et al. 2011), Når romlige fenomener måles påvirkes analytiske resultater av sensitiviteten til definisjonen av de analytiske enhetene som samles inn, og kan påvirke dramatisk. Denne romlige analyseutfordringen er ofte gjenkjent som romlig aggregeringsproblem eller *det modifierbare arealenhetesproblemet* (eng. *modifiable areal unit problem* (MAUP) (Fotheringham & Wong 1990). Når større grunnkretser eller bydeler sammenlignes med deres mindre naboer kan de minste enhetene påvirkes av MAUP. Den romlige tilgjengeligheten til en viss urban tjeneste påvirkes derfor ofte av vilkårlig definerte statistiske

enheter – gitt at disse er definert vilkårlig – hvor tilgjengeligheten endres avhengig av størrelsen på den «geografiske containeren» vilkårlig (Jelinski & Wu, 1996; Zhang et al. 2011). MAUP og andre metodologiske utfordringer blir ytterligere redegjort for i metodekapittelet.

Den andre tilgjengelighetsmetodologien, *reise-kostnadstilnærmingen*, vurderer tilgjengelighet etter «reisende» minimumsavstand, etter tid eller avstand, fra en gitt administrativ enhet, vanligvis en sentroide, ut mot en urban tjeneste (i dette tilfellet et grøntområde) (Talen & Anselin, 1998; Zhang et al. 2011). Tradisjonelt har *reise-kostnadstilnærmingen* brukt rettlinjearvstand, den korteste avstanden mellom to punkter i et rom (Nicholls, 2001). Imidlertid ignoreres det faktum at mennesker ikke beveger seg rettlinjert gjennom rommet, og kan dermed resultere i feilaktige analyseresultater (Nicholls, 2001; Xiao et al. 2017). Det finnes likevel mer passende tilnærminger til å måle avstand gjennom såkalte *short-path*-algoritmer, som ofte brukes over euklidisk avstand (Talen 1997). Samtidig møter også disse tilnærmingene på utfordringer, som at mennesker ikke slavisk beveger seg den veien som er kortest i avstand eller tid, og at mennesker ikke nødvendigvis går til den nærmeste urbane tjenesten (Zhang et al. 2011). En omgåelse på denne utfordringen er å anvende en hierarkisk tilnærming til de urbane tjenestene, f.eks. å lage klassifiseringen etter en gitt kategori (som størrelse eller andre kvaliteter).

Den siste tilnærmingen, *radiustilnærmingen* (eller *den dekkende tilgjengelighetstilnærmingen*) forsøker å kombinere de to andre tilnærmingenes styrker og omgå deres svakheter. Den skiller seg fra de to andre ved å vurdere tilgjengelighet *fra* de urbane tjenestene – istedenfor å bevege seg *mot* tjenestene, og bruke *tjenesteområde* (eng. *service areas*) for vurdering av avstand. I denne dekkende modellen ansees en (administrativ) enhet å ha tilgjengelighet hvis de er dekket av et tjenesteområde (Hodgart 1978; Nicholls 2001). Samtidig som at disse to kvalitetene ved denne modellen dekker svakheter ved de andre, er ikke denne tilnærmingen uten utfordringer. Det er især to hovedutfordringer. Den første utfordringen stammer fra det punktet som tjenesteområdet opprinner fra, sentroiden, og forestillingen om at enhver urban tjeneste man måler tilgjengelighet ut ifra kan nås fra hvilket som helst punkt rundt det (Nicholls 2001). Resulterende kan feilaktigheter/unøyaktigheter bli generert og potensielle overestimeringer kan måles, og med økt størrelse kan tilsvarende økning skje i feilestimeringen. Den andre utfordringen ligner en svakhet i *reise-kostnadstilnærmingen*, nemlig at radiusen, ofte kalt en buffer – en perfekt sirkel – genereres

etter euklidisk rettlinjeavstand. Resulterende kan bufferen likeså gi en unøyaktig vurdering av menneskers mobilitet (Iraegui 2020).

Service-area illustrerer den romlige fordelingen av tilgjengelighet til grøntområde for Oslos innbyggere med ulik avstand etter de respektive grøntkategoriene. Selv om det ikke er bred enighet om hvordan definere maksimal service-area i tidligere studier, og i praksis er det gjerne byplanleggere som bestemmer disse, uavhengig av behovene til faktiske parkbrukere (Nicholls, 2001; Oh & Jeong, 2007). Som et forsøk på å omgå denne konvensjonelle mangelen til service-area-tilnærmingen forsøker Li et al (2021) å bruke standardavvikellipse (eng. *standard deviational ellipse*) (SDE) for å omfatte både innbyggernes boliger og det faktiske området dekket av tjenesteområdet (service area).

2.7. Tidligere studier

Det har vært flere studier om grønntilgjengelighet i Europa, blant annet studerer De Luca et al. (2021) tilgjengelighet til (*accessibility*) og tilgjengelighet av (*availability*) av urbane grøntområder for økt støtte og velvære under COVID-19-pandemien i Bologna, Iraegui (2017) og Iraegui (2020) analyser sosioøkonomisk variasjon i tilgjengelighet til grøntområder i Barcelona, Higgs et al. (2012) har en metodisk tilnærming i deres studie av implikasjonene av ulike GIS-måleteknikker for å måle tilgjengelighet til grøntområder i Cardiff, Lindholst et al. (2015) undersøker ulike kartleggingsmetoder for rekreasjonelle og sosiale verdier i relasjon til urbane grøntområder i en nordisk komparativ studie. I en komparativ studie av de tre byene Malmö, Kaunas og Utrecht har Annerstedt van den Bosch (2016) utviklet en indikator for grøntområder som foreslått av WHO, og anbefaler en standard på maksimal lineær avstand på 300m til grensen til urbane grøntområder med en minimumsstørrelse på 1 hektar. Suárez et al. (2020) har studert miljørettferdighet og utendørs rekreasjonsmuligheter i Stor-Oslo ved å undersøke foretrukket grøntområde, og fant at befolkningen foretrekker større skogkledde områder, tilstedeværelse av vann og områder med høy tetthet av trær, med enkelte unntak. I studier av grønn rettferdighet (eng. *green justice*) regnes tilgjengelighet til urbane grønne rom som særlig sentralt, ofte målt som avstand til grøntareal. Det er imidlertid tegn på ulike, inkonsistente funn, noe som kan tyde på at lokalkonteksten tid-rom spiller en avgjørende rolle. Hva angår omfanget på målingen har studier regnet både fordeling og spredning av grøntområder på tvers av byens nabolag, men også hvordan grøntområder

integreres i det fysiske landskapet – i tillegg til totalt grøntareal innenfor en viss administrativ/geografisk enhet (NINA, 2019).

3. Metodologisk rammeverk

3.1. Introduksjon

Dette kapitlet utgjør oppgavens metodologiske rammeverk. Her inngår en beskrivelse av forskningsprosessen som har blitt gjort for å komme frem til en konklusjon. Kapitlet inneholder ulike delkapitler som tar for seg valg av GIS som metode, samt resulterende fordeler og begrensninger. Videre blir oppgavens metodologiske framgangsmåte beskrevet, i tillegg gjennomgås en beskrivelse av data, variabler og datainnsamling, inkludert oppgavens forskningskvalitet og design. Kapitlets strukturering starter generelt, og snevres senere inn mot hvordan studere tilgjengelighet og grøntområder i GIS-studier, inkludert den kategoriseringen og klassifiseringen som har blitt gjort, samt vurdering av tilgjengelighet. Avslutningsvis gjennomgås de analysene som har blitt utført. Dette inkluderer deskriptiv analyse, grønntilgjengelighet basert på nettverksanalyse, og to ulike typer regresjonsanalyser.

3.2. Kvantitative forskningsmetoder

Å studere forholdet mellom tilgang til grøntområder og sosioøkonomisk status drives av et ønske om å undersøke potensielle årsakssammenhenger. Kvantitativ metode er godt utgangspunkt for dette fordi metoden fordrer at overordnede sammenhenger og mønstre berøres (Ragin & Amoroso 2019). Siden studien ønsker å si noe om Oslos fordeling av grøntarealer og generalisere på bakgrunn av funn kan en kvantitativ metode bidra til å utvikle overførbar kunnskap til andre byer gjennom utvikling av breddekunnskap og hypotesetesting (Ringdal 2016). GIS og kvantitativ metode er egnet i denne analysen fordi den kan bidra med kvantifisering av romlige grøntområder studert opp mot sosioøkonomisk status, og på denne måten bidra til å avdekke mulige underliggende romlige prosesser som relateres til de ulike forholdene i en grønn og rettferdig by. Basert på sannsynlighetsprinsipper muliggjør kvantitative modeller studier av sammenhenger i et mindre utvalg og generalisere funnene fra utvalg til en større populasjon (Skog 2004). Utgangspunktet i kvantitative regresjonsmodell handler om å studere endring: år sosioøkonomisk status endres, hvor mye endres

innbyggernes tilgang til grøntområder? Dette kapitlet tar utgangspunkt i det teoretisk-konseptuelle rammeverket som ble presentert i forrige kapittel. Samtidig er spørsmålet om hvordan tilgang til grøntområder i Oslo påvirker sosioøkonomisk status et spørsmål om storskala mønstre for en hel populasjon. I dette tilfellet kan kvalitative metoder gi verdifull informasjon om hvorfor og på hvilke måter mennesker blir påvirket av grøntområder, f.eks. gjennom dybdeintervjuer eller etnografisk feltarbeid (Røe 2000). Dette er imidlertid utenfor denne oppgavens rammer.

En utfordring med kvantitative modeller er at korrelasjon ikke medfører kausalitet. Det er mange faktorer som spiller inn i forholdet mellom grønn-tilgjengelighet og sosioøkonomisk status, inkludert preferanser, opplevd sikkerhet og kulturforskjeller – som tidligere nevnt. Med andre ord, er det grunn til å anta at flere forhold påvirker innbyggernes grønn-tilgjengelighet som ikke denne metoden nødvendigvis fanger opp. Dette danner imidlertid grunnlaget for den statistiske analysen. Hvordan uavhengige variabler påvirker en avhengig variabel kan studeres ved hjelp av en regresjonsanalyse (Ringdal 2016). Regresjonsanalysen undersøker om en eller flere uavhengige variabler er årsak til en avhengig variabel. Her har de ulike tilgangene til grøntområder blitt behandlet som separate avhengige variabler og sosioøkonomisk status blitt behandlet som uavhengige variabler.

Lineær regresjon har som formål å belyse til hvilken grad *uavhengige* variabler bidrar med prosentvis total varians (R^2) i de avhengige variablene og undersøke hvilke uavhengige variabler som bidrar mest og er mest signifikante til å predikere en slik varians (Ringdal 2016). Regresjonsanalysen gir en rekke statistikker, inkludert signifikansverdi, forklaringsgrad og regresjonskoeffisienter. Signifikansverdier viser hvorvidt X-ene bidrar signifikant og unikt til den forklarte variansen eller ei (Johannesen 2009). I tråd med litteraturen er signifikansnivået valgt til 0,05 (5%), noe som angir sannsynligheten for å få en minst like stor testobservator som den observerte, gitt at nullhypotesen er sann (Ringdal 2016). Altså sier signifikansnivået noe om sannsynligheten for å forkaste en sann H_0 (type 1-feil). Videre er R^2 et statistisk mål som representerer andelen av variansen og sier noe om hvor durabel regresjonsmodellen er. Dette er avhengig av i hvor stor grad X-ene forklarer variansen i Y (Johannesen, 2009). Til slutt brukes regresjonskoeffisienter for å måle styrken på effekten som X-variablene har på Y-variabelen (Ringdal 2016).

Siden regresjonsanalyser kun går ut fra en populasjon, og denne studien ønsker å si noe om hele befolkningen, generaliseres funnene fra utvalg til populasjon. Her brukes det signifikanstesting for å undersøke variablenes sammenheng, og går ut fra at det ikke er noen sammenheng (H_0) og at det er en sammenheng (H_1). Jo større den observerte t-verdien er, jo mer usannsynlig vil resultatet være, gitt at H_0 er sann. Ved hjelp av modellens t-test, en signifikanstest kan man beholde eller forkaste H_0 (Skog 2004). I likhet med p-verdien aksepteres det her en t-verdi på 0,05, som tilsvarer en 95% sikkerhet for at modellens resultater ikke skyldes tilfeldigheter i variasjonen. Det skilles mellom R^2 -skåren i lineær og logistisk regresjon. I log-modeller bør man imidlertid være forsiktig med å tolke R^2 siden modellen er ikke-lineær. I de multivariate lineære modellene brukes F-verdien og Prob(F) for å teste regresjonsmodellens overordnede signifikans; nullhypotesen om at alle regresjonskoeffisientene er lik null. I de binære logistiske brukes kjikvadrattest (LR) og Prob > chi2 (Ringdal 2016).

3.3. Geografiske informasjonssystemer (GIS)

GIS er en samling av maskinvare, programvare, geografisk informasjon, og individuelle design holdt i en ordnet rekkefølge tilgjengelig for fangst, lagring, oppdatering, manipulering, analyse og visning (*display*) i alle nødvendige dataformat (Singh & Fiorentino 1996; Alameen & Ramadan 2015). Metoden tillater en sammenslåing av ikke-romlig data og romlig data slik at det både kan gjennomføres romlig og ikke-romlig analyse (Paramasivam, 2019). Geostatistisk analyse tilbyr avanserte muligheter for ulike bruk av geografisk data, noe som gjør GIS til et effektivt hjelpemiddel innen mange forskningsfelt (Paramasivam 2019; Ozturk & Kilic 2016). GIS spiller en sentral rolle i å analysere tilgang til grøntarealer og miljørettferdighet. Generelt brukes to vanlige metodologier for å studere grønttilgjengelighet ved bruk av GIS; buffer- og nettverksanalyse (Flater 2011). Som vi har sett har det de siste tiårene har det blitt brukt en rekke tilnærminger til måling av romlig tilgjengelighet.

På den andre siden kan det oppstå flere ulemper når GIS brukes til analyse, visualisering eller fortolkning av data (Goodchild 2011). Relativt tap av oppløsning og skalafeil, hvor geografiske feilstiger parallelt med skala, slik at dataens kvaliteter direkte påvirker hvor nøyaktige resultatene er, er to ulemper ved GIS. Disse resultatene har konsekvenser for funnenes nøyaktighet (Goodchild 2011). En annen fallgrube ved bruken av GIS kan utspille seg i maktforholdet mellom forskeren og kartet, ettersom at forskeren bestemmer hva som

skal visualiseres, og derfor hva som skal vises og ikke (Goodchild 2011). Hvordan dataene visualiseres gir derfor betydning for analysens sluttresultat, og det er viktig å reflektere rundt rollen som forsker og makten som følger denne rollen. Som vi skal se nedenfor finnes det også en rekke romlige utfordringer ved GIS og romlig data som også kan påvirke funnene negativt. Likevel muliggjør GIS et stort potensial, ikke minst avdekkingen av avanserte romlige mønstre, trender og forhold som ellers er vanskelig å oppdage.

3.3.1. Romlige utfordringer: romlig avhengighet og romlig autokorrelasjon

Geografisk data møter på romlige utfordringer i forsøk på å vurdere romlige mønstre i en eller flere variabler, og siden det er en nøkkelinteresse i romlig dataanalyse å vurdere slike mønstre er det viktig å ta hensyn til disse utfordringene (Lloyd, 2010, s. 55). To eksempler på dette er romlig avhengighet og romlig autokorrelasjon. Romlig avhengighet (eng. *spatial dependence*) er «*tilbøyeligheten til nærliggende steder å påvirke hverandre og ha lignende egenskaper*» (Goodchild 1992, s. 33). Med andre ord er romlig avhengighet en måte å vurdere det geografiske grunnleggende konseptet på, som har blitt kjent som geografiens første lov:

«*Everything is related to everything else, but near things are more related than distant things*» (Tobler, 1970).

Statistisk kan denne ideen måles ved *romlig autokorrelasjon* (eng. *spatial autocorrelation*), som sier noe om graden en variabel er romlig korrelert med seg selv, og kan foreslås å være romlig avhengig eller romlig uavhengig (Lloyd, 2010, s. 55). Romlig avhengighet er tilfellet ved positiv romlig autokorrelasjon, f.eks. når verdier som ligger ved siden av hverandre er like, og romlig uavhengig er negativ romlig autokorrelasjon, f.eks. når naboliggende verdier er ulike (Lloyd, 2010, s. 55). Disse fenomenene måles gjerne ved hjelp av en *I*-koeffisient foreslått av Moran (1950).

I tillegg til romlig avhengighet og romlig autokorrelasjon kan geografisk data møte på to spesifikke romlige utfordringer: økologisk feilslutning og det modifierbare arealenhetsproblemet. Denne studien arbeider med romlig data og kan derfor risikere å møte på disse utfordringene. Disse dataene er sjelden homogene, og hvis man trekker slutninger om individer fra aggregerte data kan det føre til store og feilaktige generaliseringer.

Økologisk feilslutning (eng. *ecological fallacy*) refererer til denne utfordringen (Lloyd, 2010,

s. 60). Ikke alle individene som befinner seg innenfor samme grunnkrets i studieområdet vil nødvendigvis inneha de samme beskrivelsene. Gitt at geografiske rom kan inndeles på en rekke måter, kan det være lett å trekke feilaktige konklusjoner om økologiske feilslutninger (Lloyd, 2010, s. 60). Utfordringen blir forstørret av det faktum at data ofte kun er tilgjengelig innenfor en viss begrenset arealenhet (Lloyd, 2010, s. 60). På samme måte som økologisk feilslutning er det modifierbare arealenhetsproblemet (MAUP) en kilde til statistisk skjevhet, (Openshaw & Taylor, 1979). Generelt består MAUP av de to komponentene; skalaeffekten og soneeffekten. Førstnevnte påvirker statistiske analysers mulighet til å produsere ulike forskningsfunn basert på aggregert data etter ulike størrelser. Sistnevnte betegner et sett med soner som kan ha lignende eller samme arealer, samtidig som at formene og analysene fra sonene kan bli svært ulike og dermed produsere forskjellige funn (Openshaw & Taylor, 1979). I denne studien trekkes slike slutninger med fare for MAUP og økologiske feilslutninger når delbydelsdata på benyttes på grunnkretsnivå. Det er likevel nødvendig for å kunne benytte variabelen som representerer trangboddhet. Imidlertid, når verktøyet brukes optimalt og romlige utfordringer unngås, inkludert MAUP og økologisk feilslutning, kan GIS tilby verdifulle vitenskapelige bidrag.

3.4. Beskrivelse av data

For å undersøke forholdet mellom grønntilgjengelighet og sosioøkonomisk status har det blitt innhentet data fra en rekke kilder. I dette delkapittelet presenteres den dataen som er brukt for å gjennomføre oppgavens analyser. Dataene er fra 2018 og er aggregert på grunnkretsnivå (med unntak av trangboddhet som er på delbyldesnivå). Generelt kan datakildene inndeles i to kategorier: romlig data og ikke-romlig data, og disse utdypes nedenfor.

3.4.1. Romlig data

For å analysere romlig data i GIS har det blitt hentet inn datamateriale fra forskjellige kilder. Den romlige dataen har både blitt brukt til visualisering av kart og til analyser. I tillegg er studiets ulike utfallsvariabler ulike romlig variabler som har blitt laget ved hjelp av geografiske informasjonssystemer. For å gjøre dette har det blitt hetet inn data i shapefileformat (SHP), for så å putte denne dataen inn i et GIS. Utfallsvariabelen(e) er muliggjort ved hjelp av romlig data ettersom at den er konstruert fra en nettverksrutenett- og analyse. Mens denne prosessen beskrives tydeligere nedenfor rettes det her søkelyset på den romlige dataen *før* analysen – altså den romlige dataens opprinnelse og bruk. Både

GeoNorge.no, Kartverket, og OpenStreetMap (OSM) ble brukt til å innhente romlig vektordata. Dette ble innhentet både på kommune- og grunnkrets nivå i shapefileformat (SHP), og inkluderer punkter, linjer og polygoner. I tillegg ble det gjort en kontrollundersøkelse av byens arealressurser opp mot arealressurskartet FKB-AR5 til Norsk institutt for Bioøkonomi (NIBIO).

Dataen som brukes til å representere Oslos parker og marka, selve grøntdataen, ble hentet ut som SHP fra OSM ved hjelp av online-verktøyet *download.geofabrik.de* som tillater utdrag av større OSM-data. OSM er et frivillig geografisk prosjekt som kobler sammen geografisk applikasjon og frivillighet (Elwood, 2009; Goodchild, 2007a; 2007b; 2008; Sui, 2008), og har som formål å skape en gratis og digital karttjeneste gjennom frivillig engasjement, som Goodchild (2007) kaller «*Geographical Information*» (VGI) eller Haklay (2019) for «*Crowdsourced Geographical Information*». Det har blitt satt spørsmål ved prosjektets gyldighet og datakvalitet (Benkler & Nissenbaum 2006; Goodchild 2008; Tapscott & Williams 2006). Imidlertid forsvarer flere bruken av OSM, særlig grunnet deres omfangets med frie datas betydelige art og høy posisjonsnøyaktighet i urbane områder (Castro et al. 2019; Chen et al. 2018; Haklay et al. 2019; Helbich et al. 2012). Grunnen til at OSM-data ble brukt i dette tilfellet, og ikke offisiell geodata som FKB- AR5, var fordi OSM-dataen med grøntområder viste seg å være mer virkelighetsnær, for eksempel ved å ha kartlagt fler eller mer korrekt grønnstruktur. I tillegg hadde OSM dataen tydeligst kategoriseringer av ulike type grønt, og siden formålet her er å skille mellom offentlig tilgjengelig og privat eksklusive grøntarealer, ble OSM-dataen regnet som best passende gitt studiets formål.

Som nevnt over er det i studier av grønttilgjengelighet regnet som mest presist å benytte seg av en *service-area*-metode. Service area, eller et tjenesteområde, genereres ved hjelp av en nettverksanalyse. Den er kompleks i sin natur ettersom at nettverksgeometri kan inneholde eventuelle fysiske hindringer og dermed produsere mer realistiske resultater. Det er særlig viktig å ha korrekte nettverksdata i en by som Oslo med mange oppover- og nedoverbakker som kan gjøre visse strekninger med krevende i tid eller kostnad, særlig når formålet til nettverksanalysen inkluderer å studere gangbar fremkommelighet til grøntområder. Det kan dermed påvirke analysen etter hvor langt man kan bevege seg bortover i en relativt tidsbestemt og kostnadsbetinget analyse. Dette er mulig selv i relativt kortere avstander som 1km, og det å bruke lokal topologi kan derfor føre til mer virkelighetsnære resultater. Oppgaven ønsker å være transparent og tilgjengelig for replisering, og det ble i dette tilfellet

også brukt OSM til nettverksdata. I tillegg møtte offentlig nettverksdata (Nasjonal vegdatabank, NVDB) på samme utfordringer som grøntdataen, og av samme årsaker ble det også valgt vekk til fordel for OSM, inkludert at OSM veinettverket hadde bedre informasjon om gangveier og ulike fartsgrenser. Det ble bygd et nettverksdatasett i Arc GIS Pro og klippet til å kun passe Oslo kommunes grenser. Dette ble gjort for å undersøke grønn-tilgjengelighet der folk bor, og gatenettverket på både Øyene i Oslofjorden og Marka er fjernet av denne grunn.

3.4.2. Ikke-romlige data

Den ikke-romlige dataen ble hentet inn fra to ulike administrative enheter: registerdata på delbydelsnivå (kun en uavhengig variabel: trangboddhet) og registerdata på grunnkrets-nivå (resten av variablene). Den ikke-romlige dataen er statistikk på demografiske og sosioøkonomiske forhold. All data bak de uavhengige variablene kommer fra offentlige norske registre, inkludert Statistisk Sentralbyrå (SSB) og Oslo kommunes statistikkbank. Datasettet er tidligere brukt i forskning på samme område, inkludert en studie av intraurbane geografier for bildeling i Oslo (se Hjortset et al. 2021 for mer informasjon). Det er brukt offentlig data fordi det ligger åpne og tilgjengelige for alle, og er i den forstand etterprøvbare, noe som kan bidra til å gi funnene høyere validitet. For bruk av statistiske data til oppgavens geografiske formål – å måle tilgjengelighet – ble datatabellene konvertert fra Excel-fil til CSV-fil, siden ArcGIS Pro er mer kompatibel med dette formatet. Variablene inntekt, utdanning, alder og innvandring er hentet fra statistisk sentralbyrå (SSB). Variabelen trangboddhet er hentet fra Oslo kommunes statistikkbanken. Dataen som kommer fra SSB er på grunnkrets-nivå, og dataen fra Oslo kommunes statistikkbanken er på delbydelsnivå.

3.5. Beskrivelse av variabler

Dette delkapittelet tar for seg de ulike variablene som er med i denne studiens analyse. Siden formålet med studien er å undersøke hvilken effekt sosioøkonomisk status har på grønn-tilgjengelighet. Derfor er grønn-tilgjengelighet valgt som utfallsvariabel (Y). En rekke uavhengige variabler (X) er valgt for å representere sosioøkonomisk status. Nedenfor redegjøres valg av variabler, operasjonalisering og eventuell bearbeidelse av variablene. Til sammen er det totalt åtte utfallsvariabler fordelt etter 1) grøntkategori (seks variabler) 2) totalt grønt (en variabel) og 3) grøntareal per innbygger (en variabel). I regresjonsanalysen

inkluderes ni uavhengige variabler for å representere sosioøkonomisk status, og disse utdypes nedenfor. I resultatkapittelet vises detaljert deskriptiv statistikk av både utfallsvariablene og forklaringsvariablene vises i resultatkapittelet.

3.X.1. Avhengig variabel: tilgjengelighet til grøntområder

Tilgang til grøntområder har blitt konstruert ved hjelp av romlig tilgjengelighet. Den romlige, avhengige variabelen – *tilgjengelighet til grøntområder* – er laget ved hjelp av GIS fra et nettverksadatasett med fotgjengervennlig nettverksdata. Grøntdata i Oslo dekkes av datasettet til OSM. Som tidligere nevnt består analysen av to ulike type regresjonsanalyser. Disse har ulike avhengige variabler, men som alle originerer fra samme prinsipp om grønntilgjengelighet. Disse er alle generert romlig ved hjelp av GIS. I binær logistisk regresjon brukes tilgang til grønt etter kategori som avhengig variabel. Disse har blitt omkodet til dikotome dummy-variabler som representerer om grunnkretsen *har tilgang til X grønt* (1) eller *ikke har tilgang til X type grønt* (0). Videre gjennomføres to analyser med multivariat lineær regresjon, hvorav den første går bort fra hierarkisk kategorisering og representerer *total grønntilgjengelighet til alle typer grønt* og den andre modellen representerer belastning på grøntområder. I den første modellen er avhengig variabel en generert total grønnskår for tilgang til grønt. I den siste modellen er avhengig variabel grøntområder m² per innbygger, målt etter grunnkrets nivå, og utgjør en såkalt «*park pressure*»-variabel som i dette tilfellet studerer *fravær* av belastning på grøntområder.

Nyere konsensus har vært å studere grønntilgjengelighet som gangbar fremkommelighet med inngangspunkter i nettverksanalyser (Liu & Zhu 2004; Zhou & Kim 2013). Her blir det derfor ikke brukt tradisjonelle euklidiske bufferne, men tilgjengelighet ved hjelp av nettverksbaserte tjenesteområder (eng. *service areas*) hvor en rekke individuelle punkter representerer ulike inngangsporter til hvert grøntareal som utgangspunkt for tjenesteområdene (Nicholls 2001). Som allerede nevnt gjøres dette for å unngå både under- og overvurderinger av nettverksgenererte tjenesteområder. Variabelen lages med ArcGIS Pro sitt *network analyst*-verktøy som tar utgangspunkt i en fasilitet, og hver fasilitet representerer enten et mindre grøntområdets sentoride eller et større grøntområdes inngangspunkt i skjæringspunktene mellom grøntområdets grense og en spesifikk gate. Slik vil hvert enkelt inngangspunkt generere individuelle tjenesteområder som representerer de mest passende inngangspunktene. Til analytiske formal har alle grøntområder under 1000m² blitt kodet ut. Dette har blitt gjort på bakgrunn av to årsaker. Den ene er etter forskningskonsensus –

grøntarealer under denne størrelsen regnes som «ubetydelige» i studier av grønttilgjengelighet (Jarvis et al. 2020; Annerstedt van den Bosch 2016). Den andre er at de er mindre enn Oslo kommunes minstekrav til grøntområder i kommunens definisjon av grønttilgjengelighet (Oslo kommune & PBE 2010).

Her undersøkes offentlig tilgjengelige grøntområder i samsvar med Oslo kommune & PBE (2010) sin definisjon av grøntområder i byggesonen. OSM-filen kategoriserer grønt etter (A) *tilgang* = ikke-offentlige områder, offentlige områder og ukjent og (B) *inngangspenger* = for å spesifisere om tilgang er tilgjengelig mot betaling. Krevs det inngangspenger for bruk regnes området som eksklusivt, og dermed ikke offentlig tilgjengelig. Andre kategorier som regnes som eksklusive inkluderer *allotments*, *orchards* og *golf course*. Også grøntområder som har åpningstider, både etter døgntider eller etter sesong, inkluderes ikke, det samme gjelder for koloni- og parselhager. Så selv om flere slike hager har reguleringsstatus som friområde, kan de være ekskluderende i praksis hvis de ikke er åpne for offentlig tilgjengelige, f.eks. hvis de er inngjerdet, krever nøkler, abonnement, eller på andre måter kan koster penger. Disse type grøntområder regnes ikke her som offentlig tilgjengelige grøntområder og vil dermed ikke inkluderes i analysen. Dette innebærer potensielle begrensninger ettersom at flere studier understreker viktigheten av slike sosiale grøntområder både for folkehelsefordeler, særlig for eldre, og sosiale fordelene, inkludert sosial samhörighet mellom ulike sosiale og kulturelle klasser (Speak et al. 2015). I tillegg, selv om bruken kan være begrenset, kan imidlertid det å ha synlig utsikt til visse grønne eller naturlige elementer representere en «grønn estetikk», med tenkelige indirekte effekter. Siden denne formen for grønt ekskluderes her kan vi ikke studere effekten av utsyn eller slik estetikk, og funnenes gyldighet begrenses til en viss grad. Etter å ha fjernet de kategoriene som ikke representerer fullt tilgjengelige offentlige grøntområder sitter jeg igjen med OSM-kategoriene *cemetery*, *forest*, *natur reserve*, *park* og *recreation ground*.

For å oppnå tilfredsstillende datakvalitet har OSM-dataen blitt gjennomgått og hvert eneste grøntområde i Oslo har blitt undersøkt. Under gjennomgåingen ble det funnet flere tilfeller av feilkodete attributter som muligens kunne påvirket resultatene feilaktig. Som nevnt over var OSM-dataen mest passende til denne studien, men den var ikke feilfri, og det var tilfeller hvor ikke-grønne arealer, som bolig eller industri, hadde blitt kartlagt som grøntarealer. Disse ble klippet bort før analysen ble kjørt. OSM-filen ble manuelt ryddet for ikke-tilgjengelige grøntområder. Grøntdataens polygoner var relativt fragmentert, men i motsetning til andre

studier (Wascher 2012) ble det unnlatt å *merge* disse sammen ettersom at det var ønskelig å beholde den originale formen for å trekke konklusjoner på bakgrunn av *type* grønt etter typologien. I praksis innebærer dette at f.eks. Frognerparken og Vigelandsparken regnes som to ulike parker, da de klassifiseres som *cemetery* og *park* etter OSM-kategorier. En ulempe ved dette kan være at jeg ikke tar høyde for nærhet i lokasjon og at to eller flere parker som ligger nærme hverandre blir håndtert individuelt – men som kanskje i virkeligheten kanskje oppleves som en forlengelse av grønt, som de to sistnevnte grøntområdene. I tillegg til markas 503 inngangspunkter, ble 798 ulike grøntområder gjenværende fra over 1000 ulike grøntområder da både eksklusive grøntområder og grøntområder under *1000m²* ble fjernet.

Siden det ikke fantes tilgjengelig data på inngangspunktene, måtte disse digitaliseres manuelt. ArcGIS Pro sitt imagery basemap som tillot identifisering av parkinnganger, og alle innganger som tillater gangbar trafikk inkluderes. De nye punktene kan påkobles sine respektive grøntarealer gjennom en felles green-ID som er nødvendig for å kjøre analysene. I eksempelet fra figur 3.1. demonstreres de manuelle inngangspunktene til Slottsparken. Figuren er også et eksempel på hvor lett det er å måle feil når slike operasjonaliseringer gjøres manuelt, som vist ved inngangspunktet til venstre hjørne (hvor det kun er inngang til



Nationaltheatret og ikke selve parken). Det er en viss fare for at manuelle operasjonalisering av inngangspunkter til byens større grøntarealer innebærer begrensninger. For eksempel kan det hende at ikke alle stier og inngangspunkter finnes på satellittbilder, som inngangspunktene har tatt utgangspunkt i. Stier eller veier som ikke er synlig på satellittbilder vil imidlertid være relativt lite brukt, noe som igjen kan bety at befolkningen ikke benytter seg av slike stier. Her må man ta høyde for noen kartleggingsfeil, og det medføre begrensninger, men ellers forutsettes det at variabelens kredibilitet er tilfredsstillende.

Figur 3.1. Manuelt digitaliserte inngangspunkter til grøntområder.

3.X.2. Uavhengige variabler: sosioøkonomisk status

Det har blitt tatt utgangspunkt i tidligere forskningslitteratur ved valg av uavhengige variabler. Generelt beskriver litteraturen om tilgjengelighet eldre, barn og lavinntektsnabolag som har størst behov for grønnstruktur innen gangavstand (Talen 2003; Wolch et al. 2005). For å inkludere sosial og økonomisk ulikhet i denne analysen representerer en rekke demografiske og sosioøkonomiske variabler de uavhengige variablene, inkludert inntekt, utdanningsoppnåelse, innvandringsstatus, alder og trangboddhet blitt brukt som uavhengige forklaringsvariabler. Dette er alle variabler som ofte anvendes i studier av tilgjengelighet til urbane tjenester og grøntområder (Hillman et al. 1990; Nicholls, 2001).

Inntekt

En av de vanligste variablene som brukes til å forklare urbane ulikhetsmønstre er inntekt, og særlig i de tilfellene hvor forskningen foretar et romlig fordelingsperspektiv av urbane tjenester (Iraegui 2020). Det påvirker både om og hvor man har mulighet til å kjøpe eller leie bolig og følgende tilgjengelige nabolagstjenester. Inntektsvariabelen viser husholdningsinntekt delt inn i fire inntektskvartiler: første inntektskvartil (Q1), andre inntektskvartil (Q2), tredje inntektskvartil (Q3) og fjerde inntektskvartil (Q4). Q1 tilsvarer lavest husholdningsinntekt, mens Q4 høyest. Inntektsvariabelens underliggende fordeling er ekvivalisert på EU-skala etter både størrelse og sammensetning. Formålet med å inkludere inntekt er å undersøke hvordan visse inntektsgrupper forholder seg til grøntilgjengelighet. Inntektsvariabelen er derfor behandlet kategorisk med egne estimater for de fire ulike kvartilnivåene i regresjonsmodellene. Laveste inntektskvartil (Q1) ble utelatt fra regresjonsmodellene slik at gruppen med lav inntekt kan fungere som referansekategori for grupper med høyere inntekt, inkludert Q2, Q3 og Q4. Variabelen består av 564 grunnkretser.

Alder

Siden mobilitet til høy grad betinges av alder er det grunn til å tro at det har en effekt på tilgang til urbane tjenester generelt og grøntområder spesielt. Dette bygges på de teoretiske forestillingene ovenfor, hvor alder regnes som særlig viktig. Dette inkluderer både i den forstand at mobilitet påvirker alder generelt, men også at det kanskje er viktigere for visse aldersgrupper å ha trygg og god tilgang til grøntområder. Vanligvis opptas studier av grøntilgjengelighet de mindre mobile befolkningene, og disse regnes ofte som å være ansett som gruppene med mest behov for god tilgjengelighet til grøntområder for å opprettholde et

tilstrekkelig nivå av livskvalitet (Xiao et al. 2017). Mens eldre oftere kan være lite mobile grunnet økt skrøpelig helse, kan barn i større grad være avhengig av andre mennesker for å utøve sin mobilitet. Barn og unge har også en tendens til å oppsøke grøntområder som ligger nærmere hjemmet (Hillman et al. 1990; Van Herzele & Wiedemann, 2003), noe som kan understreke viktigheten av nære grøntarealer i boligområder rundt barn. På bakgrunn av dette inkluderes to ulike aldersvariabler i modellene, inkludert barn og unge og eldre. Variablene behandles kontinuerlig og som andel. Eldrebefolkningen defineres her som eldre enn 70 år, og yngre befolkning som under 12 år etter tilgjengelig data. Ved å undersøke både den yngste og eldste befolkningsgruppen i befolkningen fungerer øvrig befolkning mellom 12 og 70 år som referansekategori i regresjonsmodellene. Variabelen for eldre består av 576 grunnkretser, mens variabelen for barn- og unge kun er 564 grunnkretser.

Utdanningsoppnåelse

Empirien har vist positive assosiasjoner mellom utdanning og bruk av urbane grøntområder, og at lengre utdanningsoppnåelse påvirker holdninger til miljømessige utfordringer og miljøvern (Schipperijn et al. 2010a; Shanahan et al. 2017). Samtidig brukes gjerne et individs utdanningsnivå som et mål på hvor mye ressurser man har, og av disse grunner har utdanningsvariabelen blitt inkludert her. Utdanningsvariabelen er registrert etter de tre kategoriene “lav”, “medium” og “høy”, og representerer andeler i grunnkretsene. Med høy utdanning menes andelen individer med en mastergrad eller doktorgrad, medium utdanning tilsvarer befolkningen med fullført utdanning på bachelornivå, mens lav utdanning tilsvarer resten av befolkningen. I regresjonsmodellene ble, i likhet med inntektsvariabelen, den laveste andel utdanningsoppnåelse (resten av befolkningen uten bachelor eller høyere) utelatt fra regresjonsmodellene slik at denne fungerte som referansekategori for grupper med medium og høyere utdanningsoppnåelse. Variabelen består av 562 grunnkretser.

Innvandringsstatus

Innvandrerbefolkningen, målt ved prosentandel innvandrere i befolkningen, er vanlig å inkludere i tilgjengelighetsforskning (Nicholls, 2001). Denne gruppen er ofte overrepresentert blant de som befinner seg i lavinntekt og er vanskeligstilt (Thorsen 2017). Ofte skiller forskning mellom innvandringstype basert på opprinnelsesland eller region, hvor innvandrere fra EU/EØS, Nord-Amerika, Australia og New Zealand er på den ene siden, og, på den andre siden, innvandrere fra Asia, Afrika, Sør-Amerika og Oseania (ekskludert Australia og New

Zealand). Av denne gruppen igjen opplever vanligvis sistnevnte gruppe oftere å ha flere mennesker i sårbare grupper (von Simson & Umblijs, 2019). Basert på tilgjengelig data beskriver variabelen andel ikke-vestlige innvandrere; andelen innvandrere og etterkommere fra Asia og Afrika. Siden oppgaven går ut fra et rettferdighetsperspektiv er det derfor særlig interessant å inkludere denne befolkningen i forskningen. Referansekategorien i modellen er øvrig befolkning som ikke er innvandrere fra ikke-vestlige land, og variabelen består av 564 grunnkretser. Siden variabelen kun har informasjon om andel ikke-vestlige innvandrere fra Asia og Afrika har vi ikke informasjon om landbakgrunn, kun hvor mange andeler det er av denne gruppen for hver grunnkrets. At dataen kun representerer ikke-vestlige innvandrere kan være en styrke ettersom at forskning viser at disse oftere er mer sårbare enn øvrig innvandrerbefolkning. Samtidig mister oppgaven informasjon om landbakgrunn og potensielle verdifulle nyanser som forekommer i tilgjengelighetsmønsteret.

Trangboddhet

Bomiljøer er viktige og kan si mye om individers levekår, og trangboddhet regnes som en av flere indikatorer på redusert bokvalitet (FHI u.d.). Variabelen er inkludert fordi den forsøker å si noe om forholdet innendørs, som kanskje også kan si noe om betydningen av gode områder utendørs. En husholdning regnes som trangbodd hvis en av definisjonene under oppfylles: *«husholdninger hvor enten antall rom i boligen er mindre enn antall personer eller én person bor på ett rom og/eller antall kvadratmeter (p-areal) er under 25 kvm per person. I tilfeller hvor det mangler opplysninger om antall rom eller p-areal»* (SSB 2022a). I Oslos delbydeler er gjennomsnittlig trangboddhet på 13,46%. Ofte ekskluderes studenter fra slik statistikk, men i dette tilfellet blir de inkludert ettersom at vi er interesserte i å fange opp det hele bildet av «den trangbodde befolkningen». Dette kan slå ut statistisk ettersom at visse områder har høyere andeler studenter, f.eks. mange studentboliger, og da vil også andelen trangbodde være høyere, inkludert Bjølsen og Nordberg (SSB, u.d; Oslo kommune, 2021c). Her brukes andel trangbodde husholdninger på delbydelsnivå, og siden den er på delbydelsnivå brukes den aggregert til 576 grunnkretser. Dataen er hentet fra Oslo kommunes statistikkbank og er eneste variabel på delbydelsnivå. Samtidig er referansekategorien den befolkningen som *ikke* er trangbodd. Denne variabelen hadde ikke tilgjengelig data fra 2018, så her er data fra 2019 brukt. Dette kan skape en liten feilmargin siden dataen fra de to årene blandes i analysen.

3.6. Kategorisering og klassifisering av urbane grøntområder

Ofte har forskning satt søkelys på ulikhet i fordeling av urbane grøntområder på tvers av byens nabolag, og dette kan også stamme fra forskjellige grøntområders funksjonsulikhet (Van Herzele & Wiedemann, 2003). Med dette understrekes byens grønnstrukturs heterogenitet, og at ulike funksjoner kan spille ulike roller, både komplimenterende og substituerende. Selv om det er en generell tendens for at ulike funksjoner kan fungere komplementerende (Gupta et al. 2016), kan det være en løsning å tilnærme seg grønnstruktur etter en klassifisert «grønntypologi» (Dunnett et al. 2002). Van Herzele & Wiedemann (2003) demonstrerer kun et av flere foreslåtte typologier, andre inkluderer Oh & Joeng (2007) og Harrison et al. (1995) sine typologier, men førstnevnte er mye referert til på tvers av litteraturen om grønttilgjengelighet (Iraegui 2017; 2020). Van Herzele & Wiedemann (2003) demonstrerer hvordan slike kategorier innenfor tilgjengelighetsstudier gjerne opererer med to hovedkategorier; det tiltaket som kreves for å få tilgang til det respektive rommet og størrelsen på det respektive rommet – ofte målt etter areal. Dette demonstreres gjerne ved at mennesker er villige til å betale en høyere kostnad (tid eller avstand) for å komme til større eller bedre tjenester, noe som ikke kun begrenses til grøntområder (Van Herzele & Wiedemann, 2003). Eksempler på dette kan være en større park som er velutstyrt med lekeplasser, bord og benker. Denne forestillingen er også tydelig for mindre urbane tjenester i motsatt forstand (Van Herzele & Wiedemann, 2003). Dette er imidlertid kontekstuelle forhold og ulike steder kan oppleve forskjellige kostnadskriterier. Lokalområder på tvers av rom kan ha utviklet ulike kategorier for hva som er akseptabelt, med egne størrelser for f.eks. minimum akseptable grøntområder eller maksimum akseptable avstander for å få tilgangen til dem (Gupta et al. 2016), eller akseptert gangbar fremkommelighet i fotgjengervennlige og kompakte nabolag kontra nabolag preget av urban spredning (Iraegui 2020).

Her er utgangspunktet typologien til Van Herzele & Wiedemann (2003), men konteksten er tilpasset etter studieområdet. Blant annet har det blitt inkludert en minstandard for grøntområdene på 1000 m² for den minste grøntkategorien (*boliggrønt*) for å samsvare med hovedstadens minstekrav til grøntområder i kommunens definisjon av grønttilgjengelighet (Oslo kommune & PBE 2010). Dette demonstreres i tabell 3.1. nedenfor.

Grøntkategorier	Grøntområde (m ²)	Antall service area	Gangavstand (m) service area
Boliggrønt	1000 m ²	1	100 m
Nabolagsgrønt	10 000 m ²	2	100 m, 250 m
Kvartalsgrønt	50 000 m ²	3	100m, 250m, 500 m
Delbydelsgrønt	300 000 m ²	4	100 m, 250m, 500m, 750 m
Bydelsgrønt	> 600 000 m ²	5	100 m, 250m, 500 m, 750 m, 1000m,
Marka		6	100 m, 250m, 500 m, 750 m, 1000m, 1500 m

Tabell 3.1. Hierarkisk klassifisering av Oslos urbane grøntområder.

Arealet for hver grøntkategori ble regnet ut ved hjelp av *Select By Attributes* i ArcGIS Pro som tillater en inndeling etter grøntområdenes areal (ved hjelp av *calculate geometry*). Grøntklassifiseringen bestemte hvilken verdi de ulike grøntkategoriene skulle organiseres etter; tildeling etter størrelse (areal m²). Parkene fikk verdiene 1 til 5 hvor 1 representerer det minste grøntarealet og 5 det største arealet. Gitt Oslos særegne posisjon med marka som omfavner byen var det sentralt å inkludere tilgjengelighet til marka som en type «tilleggsgrønt». Det forventes at innbyggerne tillegger marka høy kvalitet, og dermed er villig til å bruke mer tid og kostand for å komme seg dit. Denne forutsetningen har ført til at marka får verdien 6 i analysen.

3.7. Tilgjengelighetsvurdering

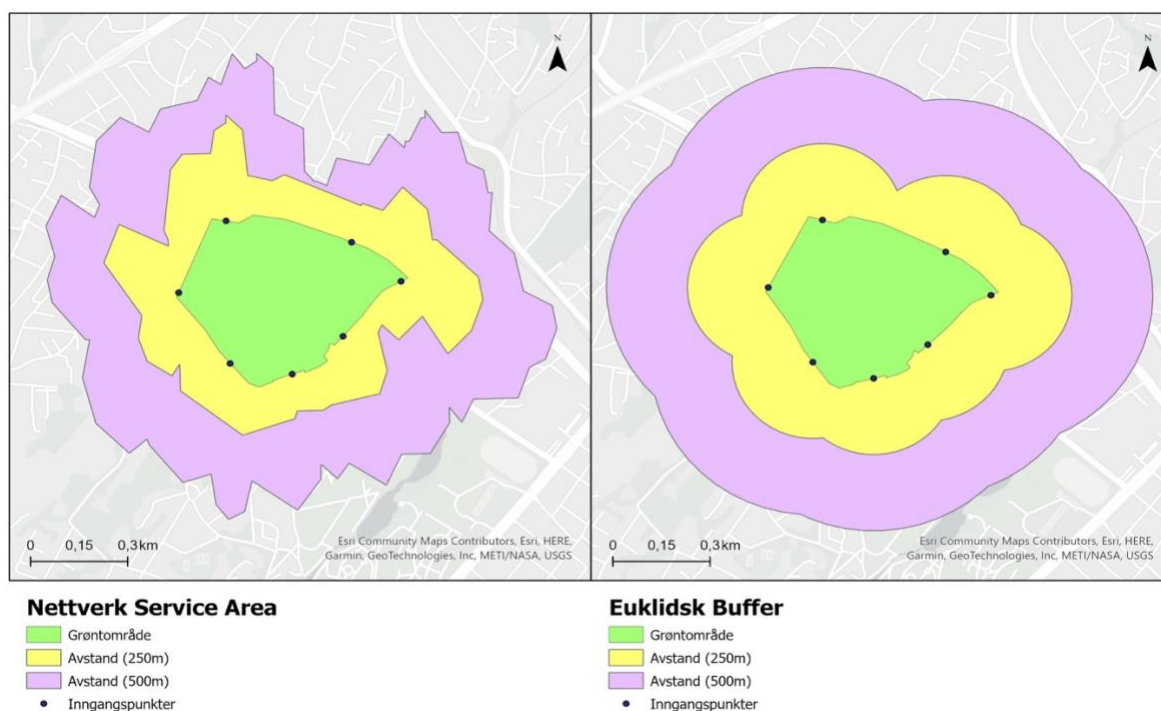
Denne oppgaven kombinerer anbefalinger fra tidligere litteratur med kontekstspesifikk måleteknikk i vurderingen av grønn tilgjengelighet. Dette gjøres ved å både inkorporere Oslo kommunes norm og Van Herzele & Wiedemanns (2003) anbefalinger. Det brukes radiustilnærming til å definere romlig tilgjengelighet. Som nevnt ovenfor inneholder denne en rekke styrker som er passende her, og studiens ønsker å evaluere hvorvidt det finnes en romlig korrelasjon mellom grønn tilgjengelighet og sosioøkonomisk status ble denne tilnærmingen regnet som den mest passende. Tilnærmingen sin egnethet styrkes av empirien (Hodgart 1978; Nicholls 2001). Her styrker empiriske funn også bruk av GIS i studier av grønn tilgjengelighet (Ghanbari & Ghanbari 2013). I litteraturen om grøntområder, og i denne masteroppgaven, refererer tilgjengelighet til den gangbare avstanden mellom inngangspunkter til grøntområder og boligområder. Samtidig tar den utgangspunkt i Oslo kommunes (2010) Kommunedelplan *Grøntplan for Oslo* som utgangspunkt, som har en norm

for minimumsdekning av parker i Oslos byggesone etter to kriterier. Kriteriene skal sikre en angitt gangavstand langs offentlig vei som presiserer at det skal finnes:

- I. *Park på minimum 1 dekar innenfor 250 meter gangavstand*
- II. *Park på minimum 5 dekar innenfor 500 meter gangavstand*

(PBE & Oslo kommune, 2010). Tjenesteområdet representerer det dekningsområdet hvert grøntområde når ut til etter forskjellige kriterier avhengig av grøntområdets areal fra en fasilitet (sentroide eller inngangspunkt). Grønnstruktur som er lokalisert innenfor tjenesteområder (*service area*) regnes som å ha akseptabel tilgjengelighet. Det at radiustilnærmingen tar hensyn til parametere som avstand eller tid, samt eventuelle fysiske barrierer eller andre faktorer som kan være begrensende i tilgang er en styrke ved metoden. Siden en svakhet ved tilnærmingen er dens røtter fra radiusmetodologien som genererer geometrisk buffere (Hodgart, 1978), snarere enn nettverksanalyse som tar høyde for gatenettverket rundt grønnstrukturen (Nicholls, 2001). I GIS kan dette gjøres ved å bruke «*Network Analyst*-utvidelsen» som tillater en «korteste-vei-algoritme» (ESRI u.db). Teoretisk sett er den euklidske avstanden alltid mindre enn nettverksavstanden fordi sistnevnte tar en med nøyaktig tilnærming av den faktiske reiseavstanden fra en opprinnelse til en destinasjon (Zhang & Holt 2011). Miljøer som er av høy tetthet kan generere mindre forskjeller i utfallet mellom de to metodene (Apparicio et al. 2008). Konsensus er imidlertid fordelt, hvor flere hevder at buffermetoden kan brukes fordi den er mindre komplisert både i tolkning og hva gjelder geoprossesering (Flater 2011) og at den kan være effektiv i enkle og generelle analyser (Ghanbari & Ghanbari 2013). Andre hevder at metodens enkelhet kan være ødeleggende for mer avanserte geoanalytiske teknikker (Coutts et al. 2010; 2013) eller at den er passende når mindre geografisk avstand studeres (Morganstern 2015). Samtidig vil en nettverksanalyse som tar for seg et større geografisk areal ha mindre feilkilder. Den er samtidig mer passende når reisetid og transport studeres (Morganstern 2015). Sander et al. (2010) sammenligner de tre avstandsberegningene: euklidsk avstand, vektorbasert veinettavstand og rasterbasert kostnadsvektet avstand, hvis funn anbefaler at bruk av veinettavstander fra topologisk nettverksanalyse i undersøkelser av det offentlige rom. Andre anbefaler nettverksanalyse ettersom at bufferanalyse kan skape feilaktige resultater (Ghanbari & Ghanbari 2013).

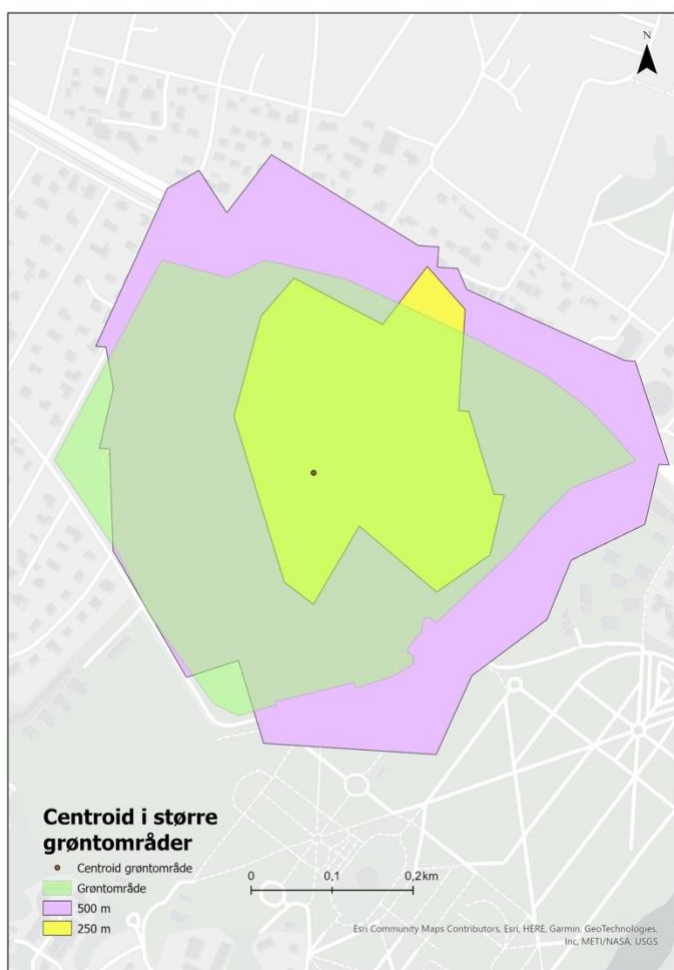
Euklidisk bufferavstand som tar i bruk i tilgjengelighetsmålinger skaper en rekke utfordringer. For det første kan ikke mennesker bevege seg i rette linjer, dette tar metoden høye for. Dette betyr at en faktisk avstand nesten alltid vil være større enn direkte avstand. Videre forutsetter metoden at grønnstruktur har åpne inngangspunkter langs hele grøntområders grense, noe som ikke nødvendigvis er tilfellet. Bruk av denne metoden vil derfor ofte føre til en overvurdering av et grøntområdes tjenesteområde, ettersom at brukere kanskje må bevege seg langt for å nå et faktisk inngangspunkt. En tredje utfordring ved bruk av euklidisk bufferavstand relateres til måling av sentroide (Nicholls, 2001). Etter hvert som størrelsen på grøntarealet øker, økes også avstanden mellom arealets senter og dets omkrets, med følgende underestimeringer i bufferen (Nicholls, 2001; Unal et al. 2016). For å unngå disse utfordringene brukes nettverksanalysemetoden med tjenesteområder som definerer tilgjengelighet etter både romlig nærhet (geografisk avstand) og etter grøntarealets størrelse. Figur 3.2. illustrerer forskjellen mellom disse tilnærmingene å generere tjenesteområder på.



Figur 3.2. Forskjellen mellom buffer-basert og nettverksbasert tjenesteområder (service areas).

Forståelsen av romlig avstand og tilgjengelighet kan imidlertid påvirke funnene. Subjektivitet og menneskets forståelse og konseptualisering av avstand kan forstås ulikt etter individ og

kontekst. Lowrey (1970) hevder at ethvert mål som tar avstand i betraktning relateres til fysisk avstand, samtidig som at en slik avstand forvrenges av en rekke faktorer, inkludert demografi, kultur, steds kunnskap, transportnettverk, og forholdet mellom sted og individ. Det finnes derfor ingen enkel måte å forstå avstand og tilgang på. Det problematiseres av menneskers konseptualisering av anstand og opplevd reiseerfaring, noe som også flere studier konkluderer med (Golledge 1995; Gärling et al. 1986). En slik bredere forståelse om hvordan rom og avstand oppleves av mennesker i ulik grad er utenfor denne masteroppgavens ramme. I Figur 3.3. demonstreres begrensningene ved bruk av sentroide-baserte nettverksanalyser når



det rommet man studerer er av større geografisk areal. Den lille sirkelen representerer grøntområdets midtpunkt, sentroiden, som analysen har regnet avstandspolygonene utfra. Disse to figurene demonstrerer begrensningene ved to metodologiske tilnærminger: radiusmetoden og sentroidebasert nettverksanalyse. Man kan også lese av figurene hvor mye lengre tjenesteområdene dekker områdene rundt når man sammenligner inngangspunkter vs. midtpunkts-utgangspunkter for analysen, hvorav sistnevnte dramatisk *underestimerer* avstanden.

Figur 3.3. Oversikt over begrensningene ved bruk av sentroidbaserte nettverksanalyser på større geografiske områder

3.8. Analysegjennomgang

I dette delkapittelet vil oppgavens analyser bli gjennomgått. Som tidligere nevnt har denne studien en kvantitativ forskningsmetode med geografiske informasjonssystemer (GIS).

Oppgavens analyser kan deles inn i tre deler. Den første delen er en deskriptiv analyse av sosioøkonomisk status som skal gi en oversiktlig over Oslos befolkningsstatus. Deretter gjennomføres det en nettverksanalyse med multi-kriterie-analyse for å studere romlig fordeling av grønntilgjengelighet. Til slutt blir det kjørt to typer regresjonsanalyser, hvorav seks analyser er binære logistiske regresjonsmodeller og to multivariate regresjonsmodeller.

3.8.1. Analyse: Deskriptiv statistikk

For å få en oversikt over byens sosioøkonomiske status gjennomføres det først en deskriptiv analyse som forsøker å danne et bilde over hvordan de ulike forklaringsvariablene som representerer sosioøkonomisk status distribueres på tvers av byen.

3.8.2. Analyse: Nettverksanalyse og grønntilgjengelighet

For det andre gjennomføres en ved hjelp av geografiske informasjonssystemer med verktøyet *Generate Service Areas*. Som nevnt ovenfor brukes OSM-nettverksdatasett og inneholder tilleggsinformasjon om eksempel veinettverk, og inkluderer gater, fysiske barrierer, hindringer, samt andre former for bevegelsesbegrensninger (ESRI 2016). Tjenesteområdets (*service area*) utgangspunkt er enten en sentroide, men i tilfeller av større grøntarealer (her definert som kvartalsgrønt og over), kan en slik utregning av avstand skape store underestimeringer siden total avstand mellom sentroide og grensene til grøntarealene inkluderes i total kalkulert avstand. En løsning har vært å bruke ulike inngangspunkter, som illustrert i figur 3.2. Potensielt kan en slik tolkning redusere utfordringen beskrevet ovenfor, ettersom at de individuelle fasilitetene da vil representere inngangspunkter til grøntområdene for de største parkene og marka, og dermed få uavhengige tjenesteområder (Iraegui 2020). På denne måten kan hver av de individuelle tjenesteområdene representere det mest passende inngangspunktet. Analysen krever at det defineres bestemte parametere som avgjør tjenesteområdets egenskaper, dette innebærer at grøntområders inngangspunkter har blitt satt til fasiliteter, hindringer inkluderer veityper som aksepterer fotgjengere og topologiske begrensninger, samt avstandshindring etter typologien i tabell 3.2. Siden forskningsformålet innebærer å studere etter grøntarealers størrelser, og tilhørende ulike tjenesteområder, gis hver kategori egen avstand etter tabellen. For den minste grøntkategorien (boliggrønt) tilsvarer avstandshindringen 100m, mens avstandshindringen for den største kategorien (marka) tilsvarer 1500m. Siden en rekke inngangspunkter for et grøntområde tilsvarer ulike tjenesteområder, og det er ønskelig å behandle dem som er fra samme grøntområde likt. Disse smeltes sammen ved bruk av *dissolve*-funksjonen i ArcGIS Pro. I tillegg, gitt at

tjenesteområdene i utgangspunktet er individuelle polygoner, kan de tjenesteområdene som tilhører samme grøntområde sammenslås ved hjelp av felles ID og en «join»-funksjon. På denne måten får hvert tjenesteområde tilhørende fasilitetens grønn-ID takket være fasilitets-ID-en til grøntområdet. Siden grøntypologien inneholder seks kategorier gjøres dette seks ganger; for hver avstand og størrelse. Slik kan hver kategori endres etter tilpasset definisjonen for hva tilgjengelighet er. Herfra kan det regnes ut statistikk og lokal geometri etter hver kategori (1-6) for hvert tjenesteområde eller slås sammen til en total grønnskår (Iraegui 2020). Det er denne statistikken som brukes videre for å undersøke hvor mange mennesker i de ulike grunnkretsene som har eller ikke har tilgang til grøntarealer innenfor en viss rekkevidde.

For å undersøke grøntilgjengeligheten etter gitte størrelseskategorier brukes det en multi-kriterie-analyse (MKA). MKA er særlig nyttig i de tilfeller hvor ulike kriterier styrer en beslutning eller der det kan oppstå konflikt blant ulike kriterier og ønsker (Jordanger et al. 2007). Grøntkategoriene har fått ulike skårer etter størrelsen på grøntarealet, og disse vektene multipliseres ulikt, og resulterer i en sum hvor en kombinasjon er mest tilgjengelig. Tabell 3.2. illustrerer kriterienes rangering fra 1-6 etter avstanden fra type grøntkategori. Egenhetsvurdering 1-6 er som følger: (1) Svak tilgjengelighet, (2) Noe tilgjengelighet, (3) Moderat tilgjengelighet, (4) Høy tilgjengelighet, (5) Svært høy tilgjengelighet. For å kjøre en MKA i ArcGIS Pro krever programvaren data lagret i et rasterdata, og siden polygonene som grøntarealene og tjenesteområdene er vektordata, må disse formateres til raster. Dette ble gjort ved hjelp av ArcGIS Pro sin *Feature-To-Raster*-funksjon. Videre, for å gi tjenesteområdene verdiene fra typologien har dataene blitt reklassifisert i GIS tilsvarende tabell 3.2., med verdier fra 1-6, i funksjonen *Reclassify*. Geoprosesseringsverktøyet som en MKA gjøres i er ved hjelp av ArcGIS Pro sin *weighted sum*-funksjon. Weighted sum-verktøyet multipliserer angitte verdier for hver input raster etter en spesifisert vekt, og summerer alle input sammen for å lage en output raster (ESRI u.da). Med andre ord legges flere rasterlag over hverandre, multipliserer hvert lag med en gitt vekt og summer dem sammen (ESRI u.da). Siden grøntområdene allerede hadde blitt gitt ulike verdier med *reclassify* ble alle vektene satt til 1, slik at hvert lag tillegges like stor verdi (ESRI u.da).

Tilgjengelighetsanalyse			
Kriterier: nærhet til grøntområder	Underkriterier	Standardisert score (eng. <i>standardization score</i>)	Egenhetsvurdering (eng. <i>factor suitability rating</i>)
<i>Boliggrønt</i>	0m – 100m	1	Svak tilgjengelighet
<i>Nabolagsgrønt</i>	0m – 100m	2	Noe tilgjengelighet
	100m – 250m	1	Svak tilgjengelighet
<i>Kvartalsgrønt</i>	0m – 100m	3	Moderat tilgjengelighet
	100m – 250m	2	Noe tilgjengelighet
	250m – 500m	1	Svak tilgjengelighet
<i>Delbydelsgrønt</i>	0m – 100m	4	Høy tilgjengelighet
	100m – 250m	3	Moderat tilgjengelighet
	250m – 500m	2	Noe tilgjengelighet
	500m – 750m	1	Svak tilgjengelighet
<i>Bydelsgrønt</i>	0m – 100m	5	Svært høy tilgjengelighet
	100m – 250m	4	Høy tilgjengelighet
	250m – 500m	3	Moderat tilgjengelighet
	500m – 750m	2	Noe tilgjengelighet
	750m - 1000m	1	Svak tilgjengelighet
<i>Marka</i>	0m – 100m	6	Best tilgjengelighet
	100m – 250m	5	Svært høy tilgjengelighet
	250m – 500m	4	Høy tilgjengelighet
	500m – 750m	3	Moderat tilgjengelighet
	750m - 1000m	2	Noe tilgjengelighet
	1000m – 1500m	1	Svak tilgjengelighet

Tabell 3.2. Kriterier og underkriterier for tilgjengelighetsanalyse.

3.8.3. Analyse: Binær logistisk regresjonsmodell og lineær multivariat regresjonsmodell

For å statistisk undersøke sammenhengen mellom grøntilgjengelighet og sosioøkonomisk status gjennomføres det en rekke regresjonsanalyser. Det gjennomføres totalt åtte ulike regresjonsmodeller fordelt i to type regresjonsanalyser. Disse to regresjonsanalysene belyses nedenfor. Det vies mer oppmerksomhet til de to multivariate modellene, og de seks binære logistiske modellene som supplerende til total grøntilgjengelighet. Derfor presenteres de også i følgende rekkefølge: 1) total grøntilgjengelighet 2) tilgang til grønt etter x type kategori 3) grøntareal per innbygger.

For at regresjonsmodellens resultater skal være korrekte må en rekke forutsetninger må oppfylt (Thrane 2003). For det første forutsettes linearitet mellom variablene ettersom at MKM predikerer regresjonslinjen som er mest tilpasset variablenes spredning. Videre forutsettes ukorrelerte restledd, homoskedastisitet – at variasjonene til restleddet skal være konstant for alle verdier for X – og fravær av multikollinearitet (Ringdal 2016).

Multikollinearitet, høy intern korrelasjon i X-variablene, kan måles med en VIF-skår: *Variance Inflation Score*, hvor små verdier indikerer lav korrelasjon mellom variabler (Thrane 2003). Generelt regnes det som akseptabelt med VIF-skår under 5 (Ringle et al. 2015) eller 10 (Hair et al. 1995). Andre forutsetninger inkluderer ikke-autokorrelerte og normalfordelte restledd (Thrane 2003, s. 80-87). Til tross for at disse forutsetningene bør være oppfylt er regresjonsmodellen relativt robust relatert til brudd i forutsetningene, noe om gjør at tilliten til resultatene kan ansees som relativt høye. Videre forutsettes det i MKM at utfallsvariabelen skal være kontinuerlig (Ringdal 2016). Imidlertid, i disse tilfellene er det strengt tatt feilaktig å uttrykke “variasjon”, ettersom at avhengig variabel kun inneholder to verdier – tilgang til grøntområder eller ikke (Thrane 2003, s. 134).

For det første, for å undersøke tilgang til grønt etter x type grøntkategori, gjennomføres det seks separate binære logistiske regresjonsmodeller. Her er avhengig variabel tilgang til x type grønt for hver grøntkategori med de ulike sosioøkonomiske variablene som uavhengige variabler. Tilgang til grønt etter x type grøntkategori har blitt behandlet som dummyvariabler fra 0 til 1, avhengig om grunnkretsen har tilgang til x grønnstruktur eller ikke. Hvis grunnkretsen har tilgang til grønt etter hver kategori får den verdien 1, og hvis ikke grunnkretsen har tilgang til grønt får den verdi 0. Grunnen til at de avhengige variablene kodes om til dummyvariabler skyldes en skjevhet i verdien i hver av de seks variablene, ettersom at variablene var svært lite normalfordelt. I samfunnsvitenskapen finnes det mange tilfeller hvor man arbeider med en avhengig variabel som kun antar to verdier, og uansett om Y-variablene har to verdier av konstruerte eller naturlige årsaker passer ikke “den vanlige” lineær regresjonsanalysen (Thrane 2003, s. 134). En unngåelse av disse utfordringene er å bruke logistisk regresjon (logitmodellen), som tar utgangspunkt i transformert Y med verdiene 1 og 0 fra kontinuerlig til dikotom variabel (Ringdal & Wiborg 2017). Derfor anvender denne studien en binær logistisk regresjonsmodell for modellene med dikotom utfallsvariabel. Logistisk regresjon angir en kalkulert sannsynlighet for at Y-variabelen har verdien 1 gitt X-variablenes verdier (Mehmetoglu & Jakobsen, 2017). Logitmodellen bruker den såkalte sannsynlighetsmaksimeringsmetoden som predikerer sannsynligheten for å ha verdien 1 på Y ved å estimere den naturlige logaritmen til oddsene for å ha verdien 1 på Y (Mehmetoglu & Jakobsen, 2017). De predikerte verdiene i en modell kan tolkes som sannsynligheter for at den avhengige variabelen skal ha verdien 1 ($p(Y=1)$), og betyr at de predikerte verdiene i vanlig regresjonsmodell med en dikotom utfallsvariabel kan tolkes som *sannsynligheten for at Y skal anta verdien 1* (Ringdal & Wiborg 2017). Særlig oppstår det tre

utfordringer; residualene kan ikke være normalfordelte, modellen vil alltid være heteroskedastisk og modellen kan gi meningsløse predikerte Y-verdier. I verste fall kan de statistiske testene være upålitelige ettersom at Y kun kan anta to verdier (1 og 0), noe som medfører binomisk fordelte residualer (og ikke normalfordelte) (Ringdal & Wiborg 2017).

For det andre, for å undersøke total grønn-tilgjengelighet og grøntareal per innbygger gjennomføres det ytterligere to multivariate lineære regresjonsanalyser.

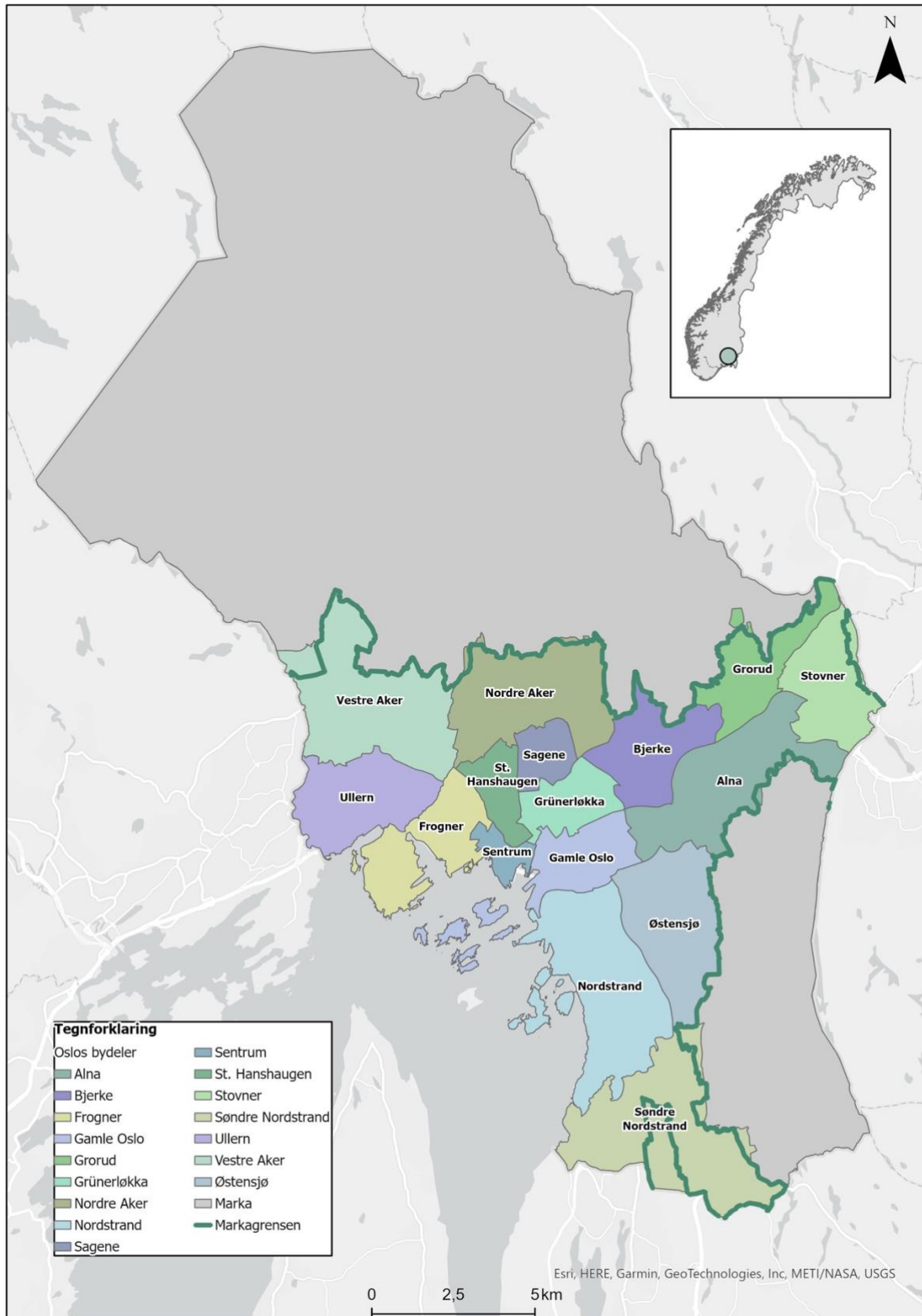
Hvis utfallsvariabelen er kontinuerlig eller på forholds nivå med minst fem verdier og normalfordelt benyttes en lineær regresjonsanalyse (Ringdal 2001). Dette er tilfelle i de to utfallsvariablene som blir brukt i MKM-analysene. Den første multivariate regresjonsanalysen bruker *total grønn-tilgjengelighet* som utfallsvariabel og sosioøkonomisk status som forklaringsvariabler. Den andre analysen bruker *grønt per innbygger* som utfallsvariabel og sosioøkonomisk status som forklaringsvariabler. I denne analysen undersøkes potensiell overbelastning på grøntområder, og det antas en forutsetning om at innbyggerne beveger seg til sitt nærmeste grøntområde. Flere lignende studier gjør samme antagelser når de studerer grøntareal per innbygger (Syrbe & Grunewald 2017; De Luca et al. 2021). Oppgaven har ikke hatt tilgang på data som viser hvordan eller hvor mange som faktisk bruker byens grøntarealer. Som en omgåelse ble de allerede genererte tjenesteområdene fra nettverksanalysen (grønn-tilgjengelighet) brukt som utgangspunkt, og det ble antatt at de innbyggerne som bor innenfor tjenesteområdene regnes som nærboende til grønnstrukturen. Dette innbyggertallet ble dermed regnet som de innbyggerne som bruker grøntområdet, og som utgangspunkt for å beregne potensiell (fravær av) overbelastning av grøntområdene. I defineringen av grøntareal per innbygger bygger oppgaven på Syrbe & Grunewald (2017) og De Luca et al. (2021) med følgende utregningsmetode: $\text{Grøntareal per innbygger} = \text{grøntareal } m^2 / \text{total befolkning}$. Med andre ord jo høyere skår, jo mer grøntareal, jo bedre. Dette har blitt gjort per grunnkrets. Siden variabelen angir høyere grøntarealer per innbygger er det positivt med høy skår. Jo høyere verdi, jo mer grøntareal per innbygger, og jo mindre belastede grøntområder per innbygger.

I tillegg til regresjonsanalysene blir det testet for en forutsetning ved regresjonsanalysen; fravær av multikollinearitet. Siden flere av X-ene i denne analysen sannsynligvis påvirker hverandre, for eksempel kan utdanningsoppnåelse påvirke inntektsnivå, kontrolleres det her for multikollinearitet. I en multivariat regresjonsanalyse er multikollinearitet grad av lineær sammenheng mellom uavhengige variabler (Ringdal 2016).

4. Kontekst: den grønne hovedstaden

4.1. Introduksjon

Dette kapittelet har som formål å presentere oppgavens studieområde – Oslo. Kapittelet introduserer først byen generelt, før det går mer konkret inn på Oslos stedsutvikling, urbane bærekraftighetsstrategier, og grøntplanlegging. Her inkluderes det i tillegg en oversikt over fordelingen av byen og innbyggernes sosioøkonomiske status. Siste del av kapittelet avslutter mer spesifikt med å inkludere byens grøntområder. Oslo, som landets mest folkerike by og hovedstad, danner bakteppe for denne oppgaven. Som illustrert i figur 4.1. er byen geografisk lokalisert i Sørøst-Norge, beliggende mellom sjø og land. Oslofjorden og marka tilbyr innbyggerne et relativt godt tilbud av blågrønn struktur i byen, inkludert flere elver som renner gjennom hovedstaden. Byen grenser til Viken fylke, og har et areal på 454 km² – hvorav rundt 300 km² av dette utgjør Marka (Oslo kommune u.da). Per 2021 hadde Oslo et folketall på 699 827 innbyggere og en befolkningstetthet på 1 643 innbyggere per km² (SSB 2022c). I tillegg til å være en av Nordens mest befolkede regioner, er Oslo Norges mest folkerike kommune og fylke, og byens befolkning har hatt en nesten kontinuerlig vekst de siste 200 årene – med de to unntakene av en liten periode fra 60-tallet til 80-tallet og siden koronapandemien (SSB 2022c). Det forventes fremover en befolkningsvekst med 745 187 innbyggere innen 2030 og 800 540 innbyggere innen 2050 (SSB (2022b)). Administrativt deles byen opp etter tre nivåer: bydel, delbydel og grunnkrets. Som største geografiske og administrative enhet deles bydel inn i 15 – uten Marka og Sentrum som står utenfor bydelsordningen (Oslo kommune 2017). Bydelene deles igjen inn i delbydeler, og vanligvis utgjør en bydel 5-9 delbydeler. Delbydelsinndelingen ble sist revidert i 2017, som resulterte i 98 delbydeler totalt. Grunnkretser, den minste geografiske enheten, ble i likhet med delbydeler revidert i 2017, og per dags dato er det 589 grunnkretser (Oslo kommune 2017).



Figur 4.1. Kart over studieområde: det bebygde Oslo og marka.

Nesten 50 prosent av Oslos byggesone er dekket av vegetasjon og, sammenlignet med andre storbyer, har befolkningen jevnt over en høy tilgang til grøntområder (Oslo kommune 2019). Oslomarka tilbyr mange ulike muligheter for rekreasjon, inkludert skog, elver og innsjøer som igjen tilbyr ulike muligheter som bading, svømming, fiske og skigåing. Byens prinsipper for arealplanlegging har bidratt til tilrettelegging for slike aktiviteter som i tillegg til å inkludere det urbane området innebærer et omfattende område av skog (Luccarelli & Røe, 2012, s. 30). Byens omkringliggende skogområder beskyttes av Markaloven, som har som formål om [...] *å fremme og tilrettelegge for friluftsliv, naturopplevelse og idrett. Loven skal sikre Markas grenser og bevare et rikt og variert landskap og natur- og kulturmiljø med kulturminner*» jf. Markaloven av 2009 § 1, første ledd. Befolkningens forhold til marka bygger på et forhold med kultur og tradisjon iboende nordmenns identitet, og i løpet av året bruker over 86 prosent av innbyggerne (ca. 415.000) skogområdene rundt hovedstaden (Dalen 2011). Dette forholdet forstås med henvisning til symbolikken friluftsliv har i den norske befolkningen, og representerer en form for felles, nasjonal identitet (Luccarelli & Røe, 2012, s. 14). Visse elementer ved urban bærekraftighet kan på denne måten være preget av dette forholdet, og igjen virke inn på ønsket om å bevare og videreutvikle byens grønne lunger – som et politisk ønske. Et ønske om vern og bevaring av grøntområder kan på denne måten både representere et vern av kulturelle og symbolske tradisjoner som kan bidra til opprettholdelse av tradisjonsrike aktiviteter, inkludert turgåing og langrenn. Samtidig kan det fra et planleggingskontekst forstås som problematisk ettersom at denne holdningen kan gjøre at man tar grøntområder for gitt og at det kollektive engasjementet minskes som følge av at innbyggerne allerede anser seg tilfreds med dagens grønttilbud (Luccarelli & Røe, 2012, s. 14).

Ifølge Oslo kommune (2017) bor 98 prosent av befolkningen mindre enn 300 meter til et grøntområde fra sitt bosted, og denne andelen har økt de siste årene. Stigningen kommer av strategisk byplanlegging, og særlig det faktum at boligutviklingen har tatt form innenfor allerede etablert grønnstruktur kombinert med at nye grøntområder har blitt opprettet i nye boligforvaltningsområder (Oslo kommune u.da). Da Europakommisjonen kåret Oslo til europeisk miljøhovedstad i 2019 ble byens nærvær og tilgang på arealer for rekreasjon og grønnstruktur løftet frem, og var et bevis på byens engasjement for miljøvern (EC 2018). Etter flere tiår med symbolikk, politikk og praksis forsøker Oslo å posisjonere seg i det internasjonale toppskiktet, takket være både internasjonale slagord, klima- og miljøpriser, og den politiske beslutningstakingens faktiske innsats. I tillegg til å motta miljøpriser, deler Oslo

kommune hvert år ut Oslo miljøpris for å oppmuntre og honorere innovasjon i miljøfeltet (Oslo kommune 2020). I tillegg har Oslo rykte på seg som en «grønn by», mye takket være dens relative grønn-blå posisjon mellom fjorden og marka, men også innbyggernes kulturelle og tradisjonelle livsstil peker mot en «grønn kultur» (Luccarelli & Røe 2012). På den ene siden har Oslo utnyttet sin rolle gjennom selvpromotering og stedsmarkedsføring med vektlegging på lokasjonen mellom fjord og mark dens lokasjon mellom fjord og mark, og på den andre siden er det en kommentar på den nye, globale økonomiske orden hvor byer konkurrerer i et globalt marked av prestisje og investering (Luccarelli & Røe, 2012, s. 13).

Fenomenet om konkurranse på tvers av byer om samfunn- og kulturell identitet er ikke ny, men kan spores tilbake til det antikke Hellas (Hohenberg & Lees 1995), og åå denne måten kan Oslo sies å ha en fordelaktig plassering gitt byens sterke naturtilstedeværelse (Luccarelli & Røe, 2012, s. 13). Lokasjonen har gitt byen et mulig konkurransefortrinn ettersom verdens byer nå forsøker å tilnærme en grønnere livsstil, både i politikk og praksis. Dette igjen kan kan føre til en byplanlegging som preges av ikke-bærekraftige utvikling, inkludert økt transportbehov (Luccarelli & Røe 2012). Som tettsted har Oslo en lengre historie, men dens bakgrunn som storby er relativt kort, noe som kan bidra til å styrke dens forestilling som grønn. Samtidig kan en slik forestillingen av Oslo tilskrive byen en grønnere status enn faktisk tilstand, samtidig som at det underbygges av både kultur, tradisjon, slagord og miljøpriser (Luccarelli & Røe, 2012).

4.X. Urbane bærekraftighetsstrategier i stedsutviklingen

Første halvdel av 1900-tallet i Norge og Oslo ble preget av visjonær byplanlegging, noe som i dag er synlig gjennom byens omfattende blå-grønne struktur, og dette engasjementet preger fortsatt planlegging og praksis (Jørgensen & Thorén i Luccarelli & Røe, 2012, s. 262).

Interessen etter å skape et samfunn hvor både miljøet og menneskene i det kan leve gunstig har lenge vært et vitenskapelig tema, og ønsket om å skape et levedyktig samfunn for både menneskene og miljøet tilbake, såkalt grønn byplanlegging (eng. *green urban planning*), kan i en norsk kontekst spores tilbake til 1990-tallets fortetningspolitikk (Luccarelli & Røe, 2012). Tiden før 90-tallet ble byplanleggingen preget av byutvidelse- og vekst helt siden midten av 1900-tallet, og det var ikke før Brundtlandkommisjonen publiserte *Our Common Future* at bevaring ble et nøkkellemne (Luccarelli & Røe, 2012; WCED 1987). Balansering av de ulike dimensjonene økonomisk, økologisk og sosial, ble forstått som sentralt, og var bakteppet for

det som har blitt kjent som bærekraftig byutvikling (Næss et al. 2015). Tidligere hadde byplanleggingen blitt preget av lavutnyttet tettstedsplanlegging med fragmentert og spredt utbyggingsmønster, drevet av blant annet suburbanisme og personbilisme, noe som førte til at norsk byplanlegging ble regnet som uholdbar (Næss 1992).

Samtidig ble 90-tallets fortetningspolitikken i en norsk kontekst forstått som et middel for å oppnå kompakt byutvikling i tidligfase, med formål om å byers øke tetthetspotensialet (Luccarelli & Røe, 2012). Forestillingen om en kompakt byutvikling har opplevd kritikk fra flere hold, inkludert sosiale, grønne og politiske konsekvenser (Luccarelli & Røe, 2012). I mange tilfeller kan fortetting komme i konflikt med bevaring av grønnstruktur, særlig grunnet forteningspolitikkenes ønske om å bevare urban grønnstruktur (Thorén & Saglie, 2015, s. 117). I en norsk kontekst hvor byene er preget av lavtetthetsutvikling og større andeler grøntarealer, ser man nødt til å tape noen grøntarealer til fordel for fortetting. Dette gjelder også for Oslo, hvor byplanleggingen ønsker, på samme tid, legge opp til konservering av bestående grønnstruktur og tilrettelegging for boligutvikling (Oslo kommune 2020). Siden etterkrigstiden byspredning hadde det dermed dukket opp argumenter for og imot slike byutviklingsstrategier, og i Oslo fortsetter debatten å preges av slik diskursiv dualisme. På den ene siden var det et ønske om å bevare grønne områder til fordel for konservering og tradisjoner, og på den andre siden var fortetting og kompakte byutviklingsstrategier etterspurt (Jørgensen & Thorén i Luccarelli & Røe, 2012, s. 239).

I dag er noen av Oslos største utfordringer, både nåværende og fremtidige, å møte befolkningsveksten samtidig som at byen forsøker å begrense forurensning, klimagassutslippene og trafikkaos (Miljøverndepartementet 2013). Dette skjer under en tid med konsentrert økonomiske og kulturell aktivitet i sentrumskjernen kombinert med økt press på begrensede arealressurser fra både utbygging, fortetting og befolkningsvekst (Næss 2006; 2009). Resulterende opplever byens grøntarealer økt belastning, noe som setter spørsmål ved sikring av fremtidig tilstrekkelige grønnstruktur. På denne måten blir byer til steder hvor klimapolitikk planlegges og praktiseres, og på bakgrunn av dette har Oslo kommune utviklet en klimastrategi, inkludert målsatt sikring og videreutvikling av grønn og blå struktur (Oslo kommune 2015). Samtidig som at klimaendringer og urbanisering setter krav til hvilke retning byutviklingen tar, åpner det også for nye muligheter for hvordan man kan påvirke utviklingen med påvirkning på befolkningens livskvaliteter og slik skape bærekraftige byer.

Med *Klimastrategi for Oslo mot 2030* presenteres fem nøkkelmål for hvordan kutte klimagassutslipp og adaptere forventede klimaendringer:

1. *Oslos klimagassutslipp i 2030 er redusert med 95 prosent sammenliknet med 2009.*
2. *Oslos natur skal forvaltes slik at naturlige karbonlagre i vegetasjon og jordsmonn blir ivaretatt og opptaket av klimagasser i skog og annen vegetasjon øker mot 2030.*
3. *Oslos samlede energiforbruk i 2030 er redusert med 10 prosent sammenliknet med 2009.*
4. *Oslos evne til å tåle klimaendringer er styrket fram mot 2030, og byen utvikles slik at den er rustet for de endringene som forventes fram mot 2100.*
5. *Oslos bidrag til klimagassutslipp utenfor kommunen er betydelig lavere i 2030 enn i 2020.*

(Oslo kommune 2020). Kommunen har et ønske om å gjøre hovedstaden til en fossilfri by og ha en progressiv klimapolitikk, samtidig som at det tilrettelegges for reduksjon av klimagassutslipp og levedyktighet og livskvalitet i byen – for natur og mennesker (Oslo kommune 2020). I sin visjon for transformasjonen mot nullutslippssamfunnet til klimabyen Oslo vektlegges «*skapningen av en sunn, trivelig og velfungerende by, hvor store sosiale forskjeller ikke eksisterer, samtidig at byen er rom for innovasjon, kommersialisering av nye klimaløsninger og en klimapolitikk understøttet av næringspolitikken*» (Oslo kommune 2020). På denne måten vektlegges det et formelt søkelys på bærekraftighetsbegrepets dimensjoner økonomisk, økologisk og sosial, samtidig som at en omstilling mot nullutslipps- og klimabyen i praksis kan være utfordrende og kreve ulike innretninger fra forskjellige samfunnsgrupper. Hva angår grønn arealpolitikken ønsker Oslo kommunen å ivareta Marka på en slik måte at skogens karbonlagre skjerms og forebygging av konsekvensene fra klimaendringer, i tillegg til at blå og grønn struktur skal bevares og restaureres – inkludert grøntområder, fjord og vassdrag (Oslo kommune 2020). Konkurranse og knapphet på areal har i flere tilfeller ført til offentlig og politisk forsvar av byens grønnstruktur, illustrert av facebookgruppen «Ja til stor park i Nydalen» (u.d.) og debattene om mangelen på utearealer i nyutviklingsprosjekter. Som en viktig spillebrikke i kampen mot klimaendringer har Oslo kommune satt det ambisiøse målet om å innen 2030 ha redusert 95 % av (klima)utslippene (Meld. St. 13 (2020-2021)).

5. Resultater

5.1. Introduksjon

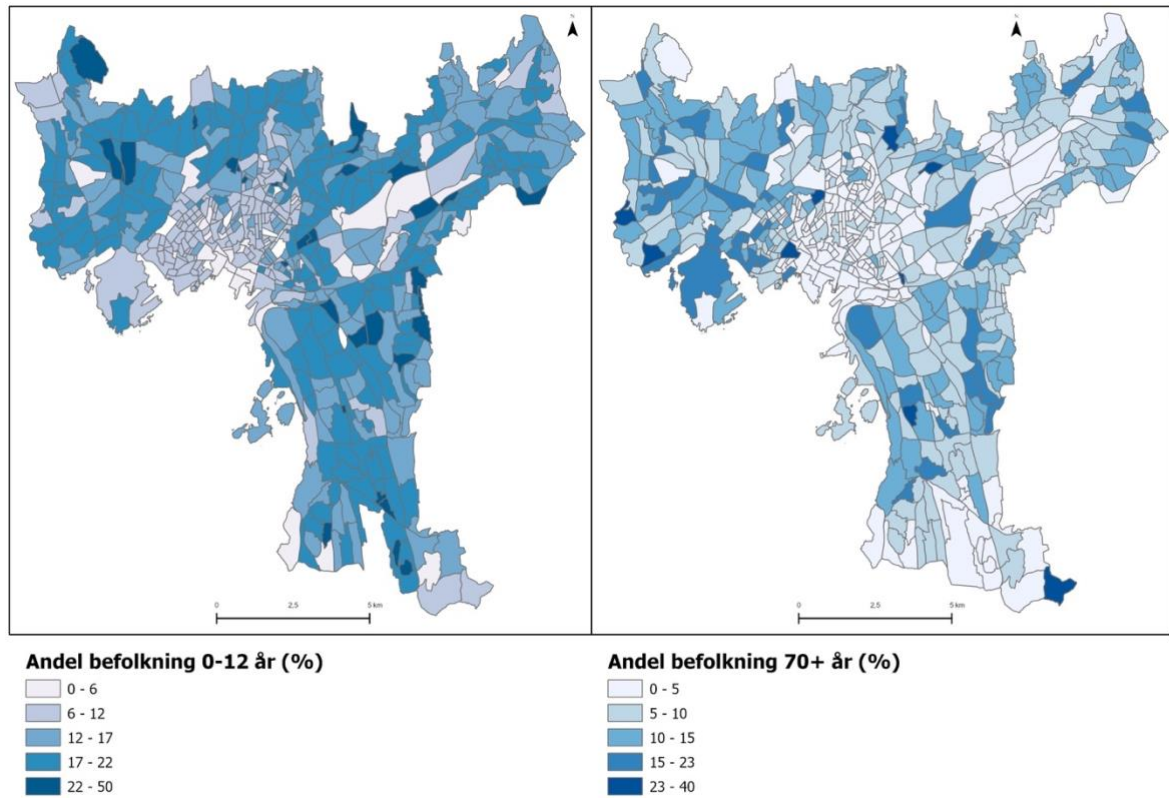
I dette kapitlet vil analyseresultater bli gjennomgått. Kapitlet deles inn i tre deler. Den første delen tar for seg byens sosioøkonomiske status. Den andre delen introduserer grønntilgjengelighet etter multi-kriterie-analyse. Siste delen tar for seg oppgavens statistiske analyse som er basert på regresjonsmodeller. Når det gjelder presentasjon av regresjonsmodellen gjennomgås først de syv analysene som studerer grønntilgjengelighet etter tilgang til grønt. Den multivariate lineære regresjonsmodellen presenteres først ettersom at dette er den viktigste analysen. Deretter presenteres de seks andre binære logistiske regresjonsmodellene tilgang til x type grønt som komplementære til analysen total grønntilgjengelighet. Til slutt gjennomgås den andre multivariate lineære regresjonsmodellen som studerer grønntilgjengelighet etter grøntareal per innbygger.

5.2. Status quo: den sosioøkonomiske situasjonen

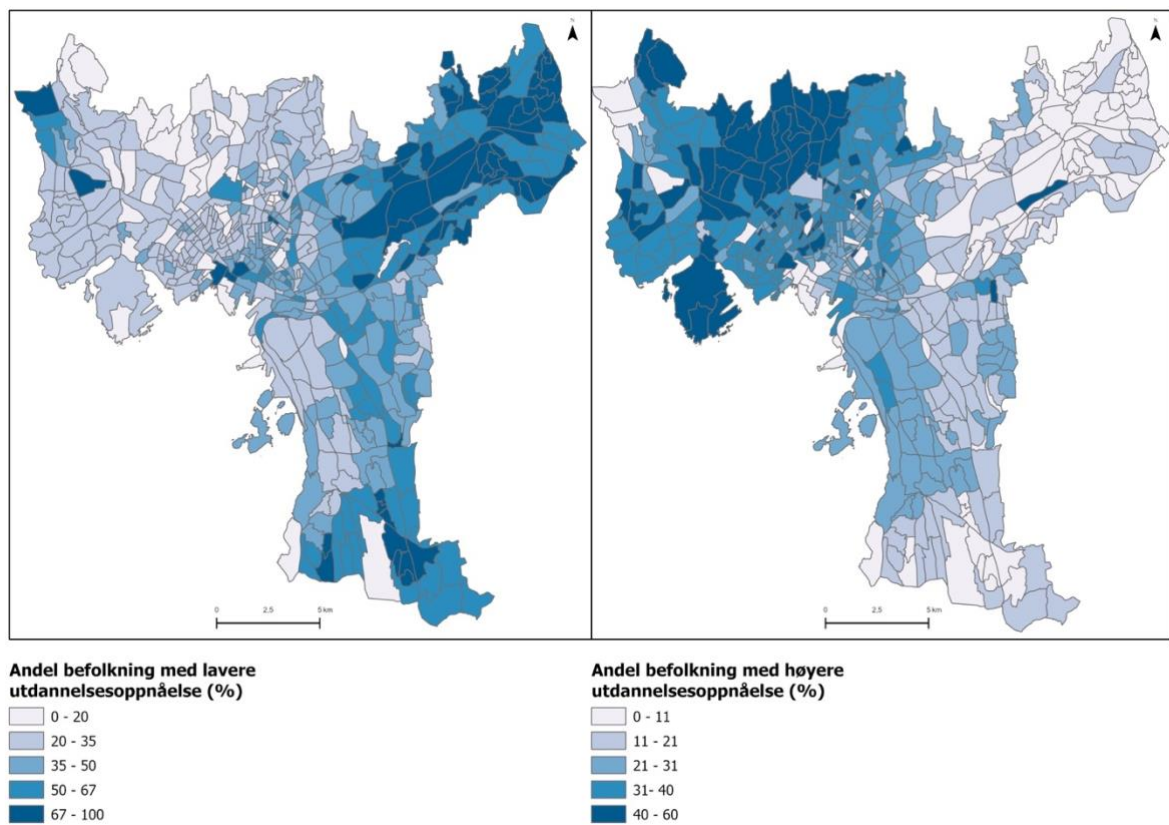
Samtidig som at Oslos innbyggere har helhetlig høyt levekår, finnes det store ulikheter etter geografi og samfunnsgruppe. Forhold som utdanning, oppvekst, inntekt, arbeid, og sosiale ytelser er alle faktorer som påvirker folkehelse og sosial ulikhet. En mangfoldig befolkning med tanke på alderssammensetning, sosioøkonomiske kjennetegn, innvandrерandel og boligtype kan resultere i store sosiale og økonomiske forskjeller, til tross for byens begrensede geografi (Oslo kommune 2015). Konsekvensielt kan en liten befolkning over et mindre geografisk område ha forskjellige muligheter og utfordringer og dermed oppleve byen på helt ulike måter. Fra et demografisk perspektiv skiller Oslo seg fra Norge øvrig. Når det gjelder andelen i yrkesaktiv alder (20-66 år) er denne høyere for Oslo, mens andel barn, spesielt barn i skolealder, er lavere enn i landet øvrig (Oslo kommune u.d.). Generelt er andelen eldre lavere, mens det er liknende andeler for eldre over 80 år i Oslo som i Norge øvrig, hvor eldre over 86 år er overrepresentert (Oslo kommune u.d.). Som urbane områder flest har Oslo også en større andel enslige og enpersonshusholdninger (Oslo kommune u.d). Hva angår boligkår er det i gjennomsnitt 1,96 beboere per husholdning og 19,5 prosent av byens befolkning er trangbodde (Oslo kommune u.d).

Når det gjelder forventet levealder finnes det i Oslo store geografiske forskjeller. Det er opp til fem års forskjell for kvinner og åtte års forskjell for menn innad i Oslo, noe som reflekterer sosioøkonomisk ulikhet (FHI 2018). Siden forventet levealder assosieres positivt med utdanning og inntekt kan dette forklare byens forskjell i forventet levealder (FHI 2018). Byens befolkning har en relativ høy utdanningsopptakelse i forhold til landet øvrig, med over 60 prosent av befolkningen som har fullført høyere utdanning (Oslo kommune, u.d.). Utdanningsnivået varierer bydelene imellom, hvor Vestre Aker (77 %) og Nordre Aker (76 %) har høyest andeler og Stovner (31,4 %) og Grorud (37,4 %) har lavest andeler – alle for alderen 30-69 år.

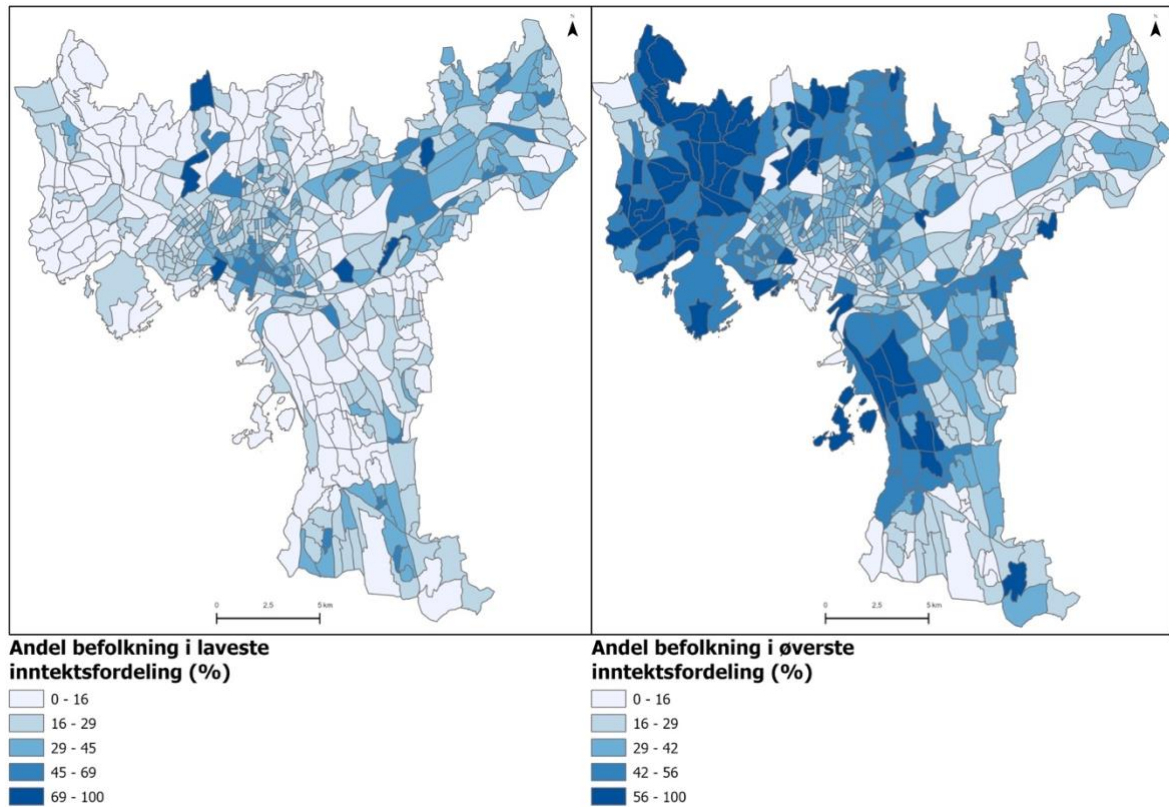
Videre, sammenligner man Oslos bydeler finner man store ulikheter i gjennomsnittsinntekt. I Oslo er gjennomsnittsinntekten for innbyggere 17 år og eldre år på 540 000 NOK per 2019 (Oslo kommune, u.d.). Den høyeste gjennomsnittsinntekten finner man i Vestre Aker med 833 000 NOK, og den laveste på Stovner hvor gjennomsnittsinntekten er 385 000 NOK (Oslo kommune, u.d.). Ved inngangen til 2021 bodde det 235 223 personer med en annen landbakgrunn enn norsk i Oslo, og regner man med innvandrere og norskfødte med innvandrerbakgrunn utgjør dette rundt 33,7 prosent av Oslos befolkning (Oslo kommune, u.d.). Av byens totale innvandrerbefolkning utgjør mennesker med bakgrunn fra Asia 39,8 %, mennesker med bakgrunn fra Afrika 18,1 %, mens 37,3% har europeisk bakgrunn (Oslo kommune, u.d.). Fordelingen av innvandrerbefolkningen er ujevn, hvorav innvandrerbefolkningen i de tre bydelene Alna, Stovner og Søndre Nordstrand utgjør over 50% av befolkningen, mens kun rundt 18% av befolkningen er innvandrere i de tre bydelene Nordstrand, Vestre Aker og Nordre Aker (Oslo kommune, u.d.). I figurene 5.1-5.4. nedenfor er fordelingen av byens sosioøkonomiske status visualisert, inkludert alder (andel befolkning 0-12 år og 70+ år), inntektsfordeling (andel befolkning i øverste og laveste inntektsfordeling), utdanningsopptakelse (andel befolkning med øverste og laveste utdanningsopptakelse, innvandring (andel ikke-vestlige innvandrere), samt befolkningstetthet.



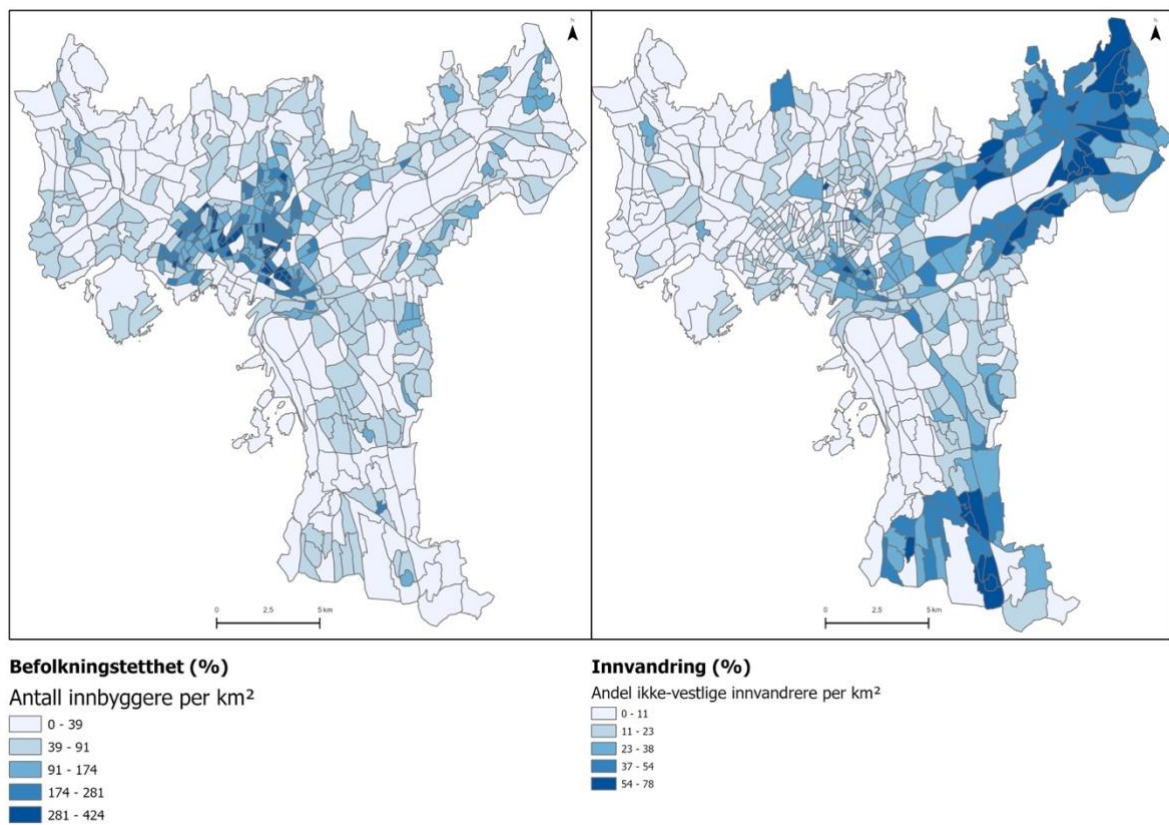
Figur 5.1. Sosioøkonomiske status etter alder (unge og eldre) (SSB 2022).



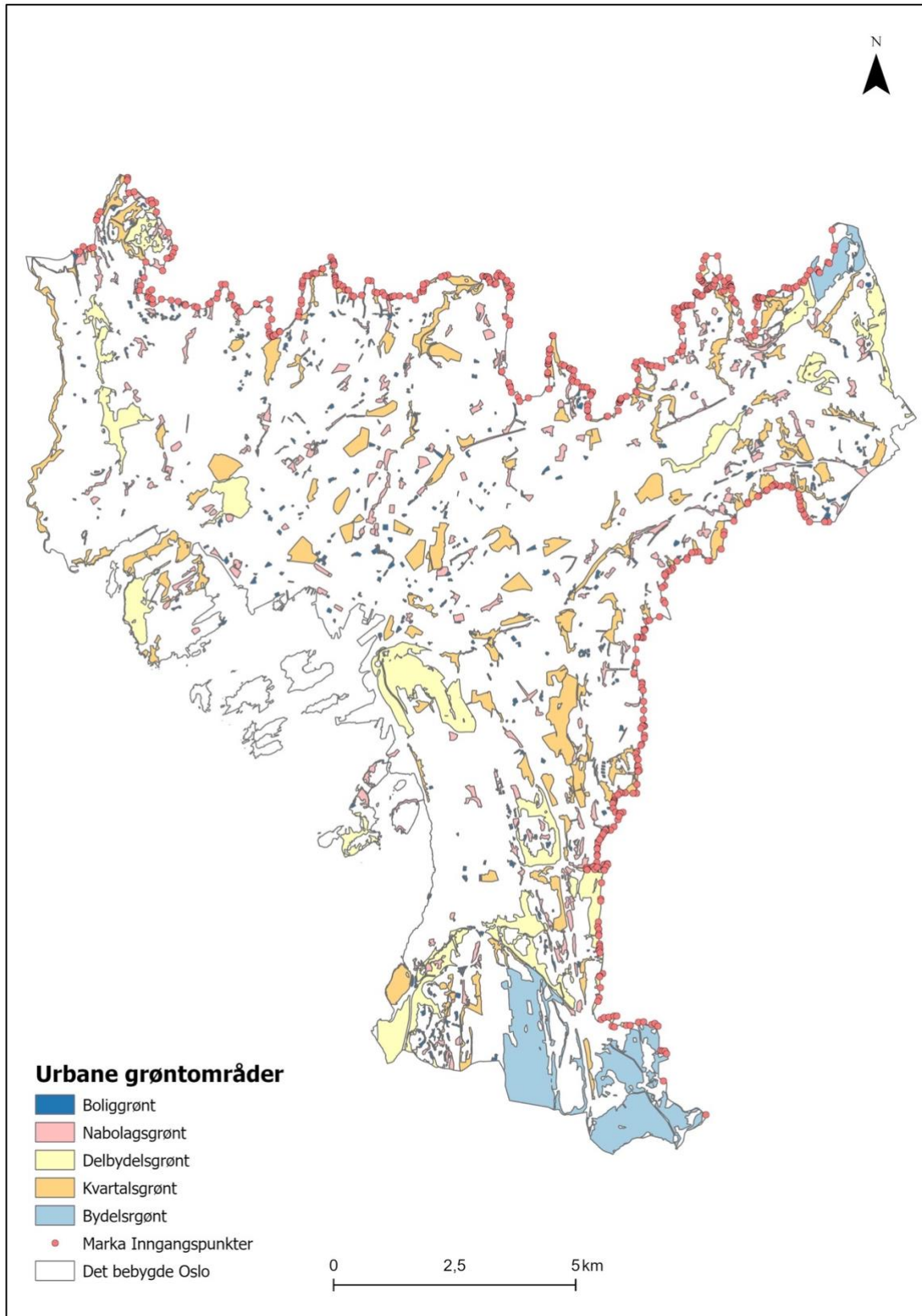
Figur 5.2. Sosioøkonomisk status etter utdanning (lav og høy) (SSB 2022).



Figur 5.3. Sosioøkonomiske status etter inntektskvartiler (1. og 4.) (SSB 2022).



Figur 5.4. Sosioøkonomiske status etter befolkningstetthet og innvandring (SSB 2022).



Figur 5.5. Fordeling av tilgjengelige grøntområder i Oslo etter hierarkisk typologi.

Til tross for byens grønne omfang er ikke nødvendigvis distribusjonen av disse rommene jevnt fordelt innenfor bygrensen, og det er store forskjeller mellom bydelene. Den indre byen dannes av bydelene Frogner (uten Bygdøy) Gamle Oslo, Grünerløkka, St. Hanshaugen, Sagene og Sentrum, og selv om området kun representerer en femtedel av byggesonens areal, huser rundt 40 prosent av bybefolkningen her (Oslo kommune, 2019). Dette resulterer i en høy befolkningstetthet. Samtidig sikrer indre by rundt ¼ av arealet til grønne formål, inkludert Tøyenparken, St. Hanshaugen og Frognerparken. Den ytre byen, består av ytre by øst (Bjerke, Grorud, Stovner og Alna), ytre by vest (Ullern, Vestre Aker og Nordre Aker), og ytre by sør (Østensjø, Nordstrand og Søndre Nordstrand) (Oslo Kommune u.d). Ytre by øst og ytre by vest huser rundt 40 % Oslos innbyggerne, og her er grøntfordelingen relativt jevn i begge områdene – halvparten av arealet utgjør byggesonen og en femtedel av arealet er planmessig sikret til grøntarealer. Den laveste befolkningstettheten og den største andelen grøntarealer finnes i ytre by sør, hvor en femtedel av innbyggerne bor i 30 prosent av byggesonen og 32 prosent grøntarealer, inkludert Ekebergskrenten, Ekebergskogen, Østensjøvannet, Ljanselva og Ljanskollen (Oslo kommune, 2019). Det er imidlertid interessant å se på hvilke grøntarealer de ulike bydelen består av siden det sier noe kvalitativt om byens grøntområder. En kvalitativ fordeling av grøntarealene viser at de bygård- og blokkdominerte områdene har de laveste andelene med grøntarealer, ofte representert som felles utearealer, mens de småhusdominerte områder i større grad preges av høyest andeler vegetasjon og en høyere andel private hager (Oslo kommune, 2019). De urbane grønne rom er ikke homogene, og både for klimaresiliens- og tilpasningsdyktighet, naturmangfold, lokalklima og folkehelse er det nødvendig med en differensiert grønnstruktursammensetning (Oslo kommune, 2019).

5.3. Analyse: Grønntilgjengelighet

I dette delkapittelet gjennomgår nettverksanalysen grønntilgjengelighet. Selve nettverksanalysen er bygd opp av service area basert på typologien som definert ovenfor. De ulike analysenivåene etter grøntkategori blir oppsummert i figur 5.5. Tabell 5.1. viser oversikten over fordeling av grøntområder etter hierarkisk grøntklassifisering.

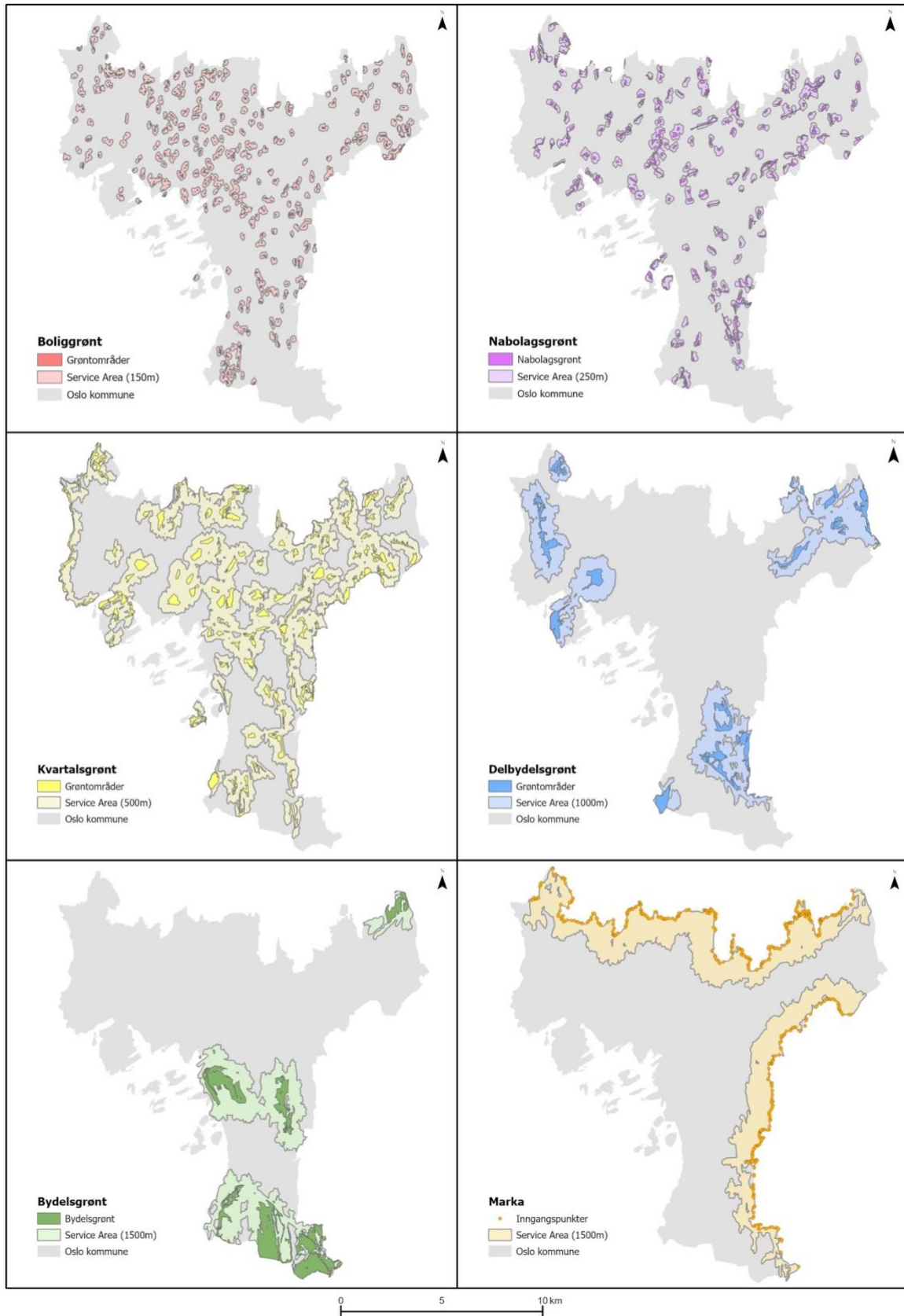
Hierarkisk grøntklassifisering	Antall grøntområder	Størrelse på grøntområde (m ²)		
		Gjennomsnittlig	Maksimum	Minimum
Boliggrønt	463	3 886	9 971	1 003
Nabolagsgrønt	212	20 347	48 853	2 335
Kvartalsgrønt	98	84 434	269 145	1 318
Delbydelsgrønt	14	271 191	522 437	18 801
Bydelsgrønt	6	995 059	2 142 776	134 722
Marka*	503			

Tabell 5.1. Oversikt over fordeling av grøntområder etter hierarkisk grøntklassifisering. * = antall inngangspunkter til marka.

Her illustreres kategoriernes respektive tjenesteområder representert ved polygoner generert fra nettverksanalysen forklart ovenfor. Service Area-områdene viser til de områdene rundt grøntarealene som, etter definisjonen brukt her, har tilgang til grøntområder, for seks ulike grøntkategorier. Tjenesteområdene går fra 100m (boliggrønt) til 1500m (marka). Som man kan lese av figuren 5.6. er Oslos grøntområders tjenesteområde relativt jevnt fordelt.

Tjenesteområdet til boliggrønt ser ut til å finnes relativt godt spredt i byen, både i indre og ytre by. Det er også typen med flest antall grøntområder.

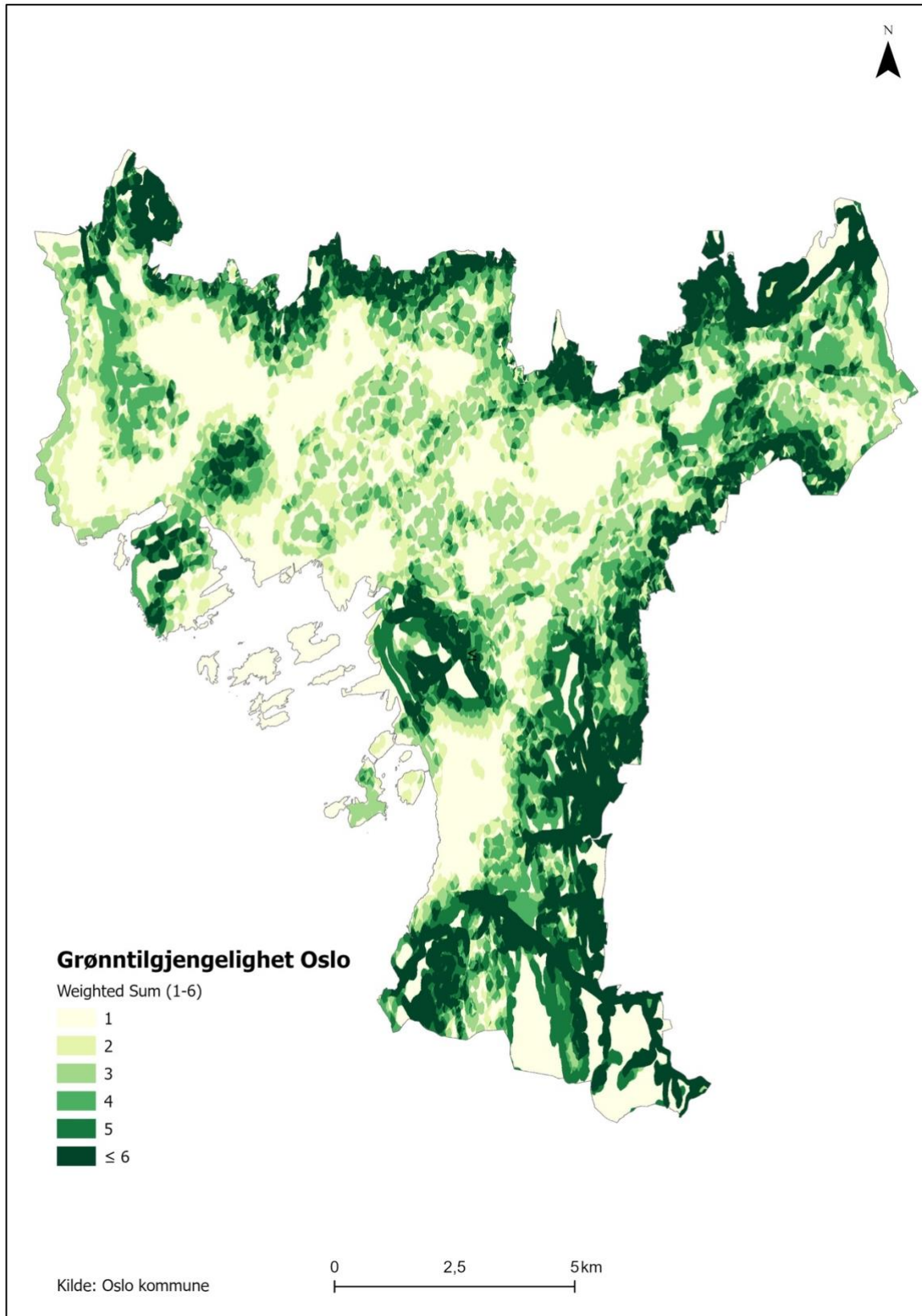
Videre fordeler nabolagsgrønt sitt tjenesteområde også relativt jevnt i alle byens deler, også for indre og ytre by. Både boliggrønt og nabolagsgrønt sine tjenesteområder er imidlertid relativt små og dekker lite av befolkningen som ikke har nærmest direkte tilgang – innenfor 100m for boliggrønt og 250m for nabolagsgrønt. Kvartalsgrønt har et dobbelt så stort tjenesteområde som nabolagsgrønt, og når det kommer til dekning ser det ut til å dekke mye av det bebygde arealet. Her er indre by særlig godt dekket, og langs den ytre grensen østover mot marka. For delbydelsgrønt er tilstanden annerledes, med kun en park og tjenesteområde i indre by – Frognerparken. Samtidig er det synlig at for de fem andre parkene er den ytre byens hjørner relativt godt dekket, men med unntak av områdene ved bydelene Nordre Aker og Bjerke. For bydelsgrønt er det et tydelig mønster hvor seks ulike grøntområder er synlige med deres respektive tjenesteområder. Her er Ytre by sør – representert ved bydelene Østensjø, Nordstrand og Søndre Nordstrand – spesielt godt dekket. Også en del av Ytre by øst ved Grorud og Stovner er dekket. De andre byområdene er imidlertid uten denne kategorien. Bydelsgrønt har også lavest antall grøntområder i fordelingen. Til slutt, når det kommer til markas inngangspunkter, ser disse ut til å stort sett være spredt jevnt over markagrensen. Samtidig har marka det største tjenesteområdet på 1500m. På den andre siden er ikke det synonymt med at flest mennesker har tilgang til marka ettersom at flere av områdene i ytre by er mindre tettbefolkede enn den indre byen.



Figur 5.6. Hierarkisk grøntkategorier og deres respektive tjenestoområder (service area).

I Figur 5.7 visualiseres grøntilgjengelighetsanalysen basert på multi-kriterie-analyse (MKA) og *weighted sum*-funksjonen i ArcGIS Pro. Her har det bebygde Oslo fått en grønnskår (1 - < 6) basert på verdiene fra tabell 3.2. Kartet viser hvordan, basert på grønnskåren, tilgangen til Oslos urbane grøntområder fordeles på tvers av hovedstaden, inkludert markas inngangspunkter. Som vi kan lese av kartet har Oslos bydeler en relativt god tilgjengelighet. Dette forsterkes også av litteraturen og Oslo kommune selv – som tidligere vist. Det blir tydelig at høye verdier av grønnskårer klynger seg i visse deler av byen. Siden større grøntområder har blitt tilgitt en høyere verdi er disse også mørkere på kartet enn mindre grøntområder, noe som er i kartet. De som bor nærmest marka har fått en spesielt høy grønnskår. Særlig blir to mønstre tydelige. På den ene siden ser det ut til at de områdene med høyest grøntilgjengelighet generelt fordeles langs markagrensen og ved større urbane skoger og parker. Siden marka har blitt tillagt høyest verdi i multi-kriterie-analysen har naturlig nok områdene rundt markagrensen svært høye verdier. På den andre siden ser det ut til at de områdene med lavest grøntilgjengelighet fordeles på tvers av byens geografi.

I tillegg kan det se ut som om det er et skille mellom vest og øst, særlig ytre by øst og ytre by vest, i tilgang til grøntområder. Likevel er det et tydelig skille hvis man studerer tjenesteområdet som genereres ut fra markas inngangspunkter. Det er muligens flere forhold som kan forklare dette. For det første kan dette muligens forklares metodisk ettersom at det her ble brukt en *weighted sum* som regnes ut tilgjengelighet på bekostning av de ulike kategoriene. For det andre kan det handle om definisjoner. Her ble det kun brukt offentlig tilgjengelige grøntområder. Flere områder som typisk dekkes av Småhusplanen eller hvor boligmassen består av større enebolig- og rekkehusområder kan se ut til å være en av de områdene som, etter grøntypologien praktisert her, har lavest grøntilgjengelighet. Derfor hadde det muligens vært andre resultater å finne hvis det i denne studien ble inkludert private grøntområder. Også klassifiserte grøntområder versus faktisk vegetasjon kan være en faktor som bidrar til at visse områder som i virkeligheten muligens forstås som en årsak til analysens funn. Mindre grøntilgjengelighet ser ikke ut til å begrense seg til å være et «indre by»-problem. Snarere har flere nabolag i indre-by en tilfredsstillende grøntilgjengelighet. Samtidig, ettersom at studien kun inkluderte grøntområder innenfor Oslo kommunes bygrenser, begrenses faktisk grøntilgjengelighet til hovedstadens administrative enheter.



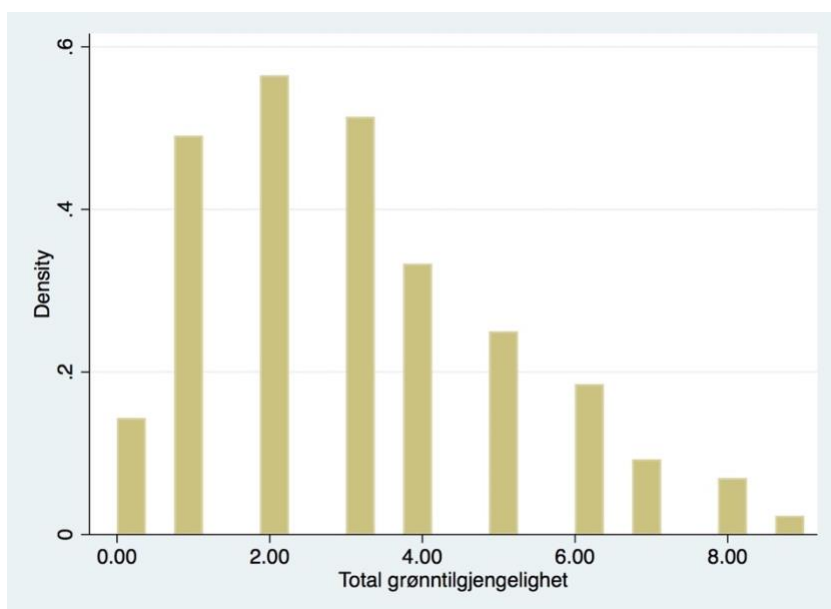
Figur 5.7. Grønntilgjengelighet i det bebygde Oslo basert på multi-kriterie-analyse (1-6).

5.4. Statistisk analyse: regresjonsmodeller

I denne delen gjennomgås regresjonsmodellen som er oppgavens statistiske analyser. Før de ulike analysene gjennomgås presenteres den deskriptive statistikken som beskriver variablenes grunnleggende egenskaper, inkludert gjennomsnitt og standardavvik. Dette demonstreres for å gi et innblikk i variablenes verdier, noe som er særlig relevant i forhold til hvilke regresjonsmodeller som utvelges for å tilpasse modellens utfallsvariabel.

Deskriptiv statistikk: avhengige variabler

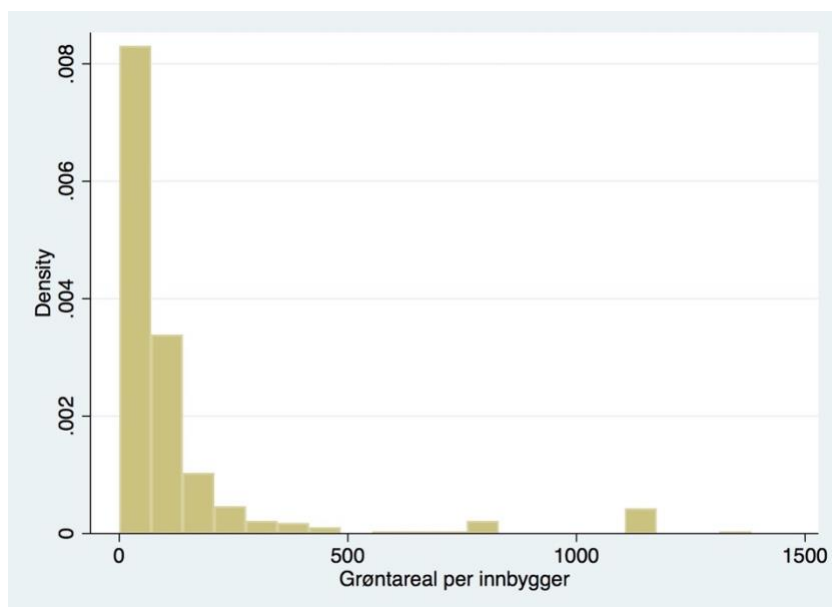
Som tidligere nevnt må variablene i en regresjonsmodell oppfylle flere forutsetninger – inkludert normalfordelt utfallsvariabel. Nedenfor gjennomgås fordelingen av de ulike utfallsvariablene. For det første viser figur 5.8. viser fordelingen av Y-variabelen i den ene multivariate lineære regresjonsmodellen; *total grønntilgjengelighet*. Selv om variabelen er ikke 100% tilfredsstillende normal som demonstrert, er fordelingen er allikevel akseptabelt. Det ble også testet med en log-transformert versjon variabel, som viser lignende resultat. Det er derfor foretrukket ikke log-transformert variabel, fordi den er enklere å interpretere koeffisientene.



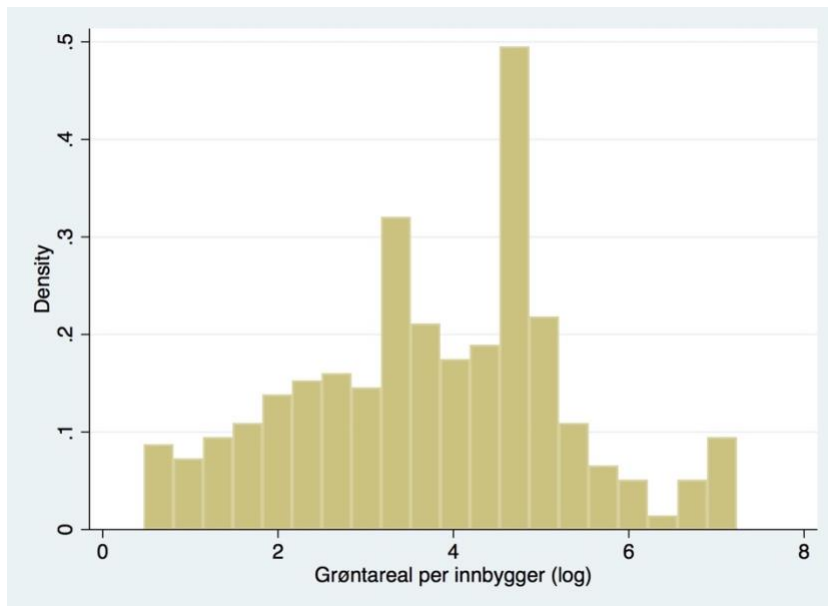
Figur 5.8. Fordelingen av utfallsvariabelen total grønntilgjengelighet.

For det andre viser figur 5.9. fordelingen av *grøntareal per innbygger*, utfallsvariabelen i den andre multivariate regresjonsmodellen. Som man kan lese av figuren er fordelingen

venstreskjev og ikke normalfordelt. For å gjennomføre en multivariat lineær regresjonsmodell ble det derfor gjort en logaritmisk transformasjon som hadde som formål å «rette ut» den ikke-lineære sammenhengen slik at den ikke-oppfylte forutsetningen i regresjonsmodellen ble oppfylt. Den *naturlige* logaritmen av et tall er den eksponenten som må opphøye grunntallet e i (Midtbø 2007). Hvis $b_1 = 0,1$, øker $\log(Y)$ med 0,1 prosent for én proSENTS økning i $\log(X_1)$ når andre forklaringsvariabler holdes konstant (Midtbø 2007). Imidlertid kan denne tolkningen bli noe mer unøyaktig jo større endring i $\log(Y)$ ettersom at effekten kun er tilnærmet (Midtbø 2007). Regresjonsanalysens forutsetning møtes ved å bruke utfallsvariabelen i de multivariate lineære regresjonsmodellene ble grøntarealer avkortet (*capped*) på ca. 80 prosent (rundt øverste kvartil) ($\text{grøntm}^2_n > 200000$) og missing ble fjernet. Deretter ble det gjort en logaritmisk transformasjon av variabelen med formål om å lage en normalfordelt variabel som innfrir modellens forutsetninger. Siden variabelen inneholdt en del nullverdier, og siden $\log(0)$ ikke kan defineres på grunn av deling på null, ble det tatt +1 som betyr at nullverdiene for $\log(1)$ er 0 – en vanlig prosedyre. I tillegg ble det gjort +1 for å unngå logtransformasjon av nullverdier, som er ikke definerbar. Prosedyren har ingen store konsekvenser for fordelingen av avhengig variabel. Dette gjør at verdienes spredning går fra svært venstreskjev til en mer normalfordelt fordeling. Som histogrammet i figur 5.10. demonstrerer ble forutsetningen innfridd med en slik omkoding.

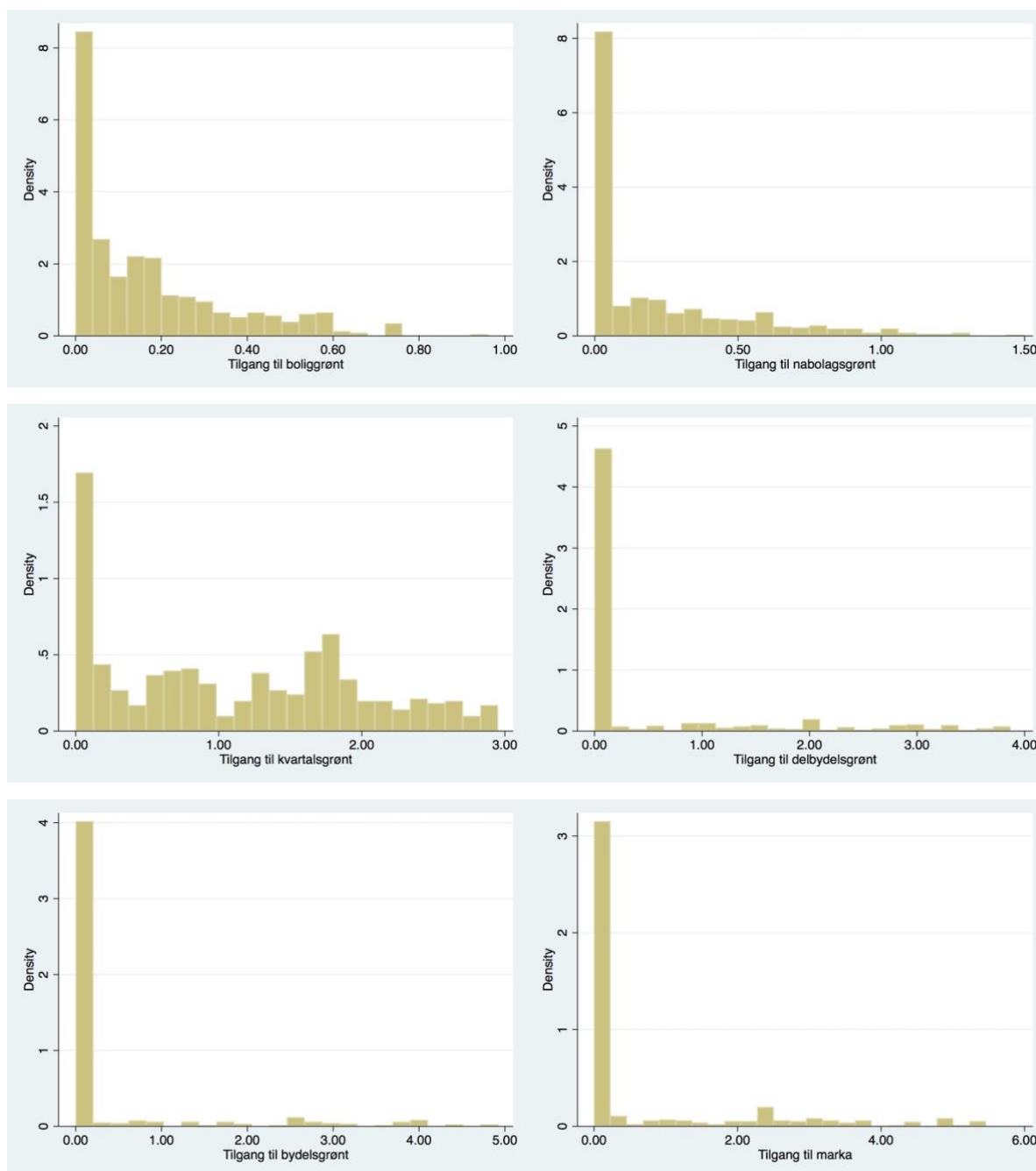


Figur 5.9. Fordelingen av utfallsvariabelen grøntareal per innbygger før logaritmisk omkoding.



Figur 5.10. Fordelingen av utfallsvariabelen grøntareal per innbygger etter logaritmisk omkoding.

For det tredje, som allerede nevnt, gjennomføres det seks binære logistiske regresjonsanalyser. Grunnen til at dette gjøres og ikke ordinær MKM, kan forstås med hensyn til histogrammene av de ulike utfallsvariablene nedenfor (figur 5.11.) og skyldes en skjevhet i verdiene. Dermed, som tidligere nevnt, behandles tilgang til grønt etter x type grøntkategori som dummyvariabler fra 0 til 1, avhengig om grunnkretsen har tilgang til x grønnstruktur eller ikke.



Figur 5.11. Fordelingen av utfallsvariablene tilgang til x typer grøntkategori før omkoding.

Deskriptiv statistikk: uavhengige variabler

Variablene inkluderer to utdanningsvariabler (medium, høy) på andelsnivå, tre inntektsvariabler (2. 3. 4. inntektskvartil), to aldersvariabler på andelsnivå (alder 0-12 år og 70 år og over), ikke-vestlig innvandring (andel) og trangboddhet (andel). Den deskriptive statistikken for de uavhengige variablene kan sees i tabell 5.2. nedenfor. Variablene som har blitt brukt som referansekategori i regresjonsmodellene har blitt holdt utenfor den deskriptive statistikken. Referansekategorien til utdanningsvariablene er lav utdanningsoppnåelse så

denne variabelen er utelatt fra modellen. Lignende er gjort for inntektsvariablene slik at inntektskvartil 1. kan fungere som referanse for de tre andre kvartilene. På samme måte tjener den voksne befolkningen uten unge under 12 år eller eldre 70+ år som referansekategori for de to aldersvariablene.

Variable	Obs	Mean	Std. Dev.	Min	Max
Medium utdanningsopptnåelse	562	.314	.08	0	.5
Høy utdanningsopptnåelse	562	.267	.124	0	.6
2. inntektskvartil	564	.193	.081	0	1
3. inntektskvartil	564	.223	.072	0	.67
4. inntektskvartil	564	.337	.172	0	1
Alder (0 – 12 år)	576	.139	.061	0	.5
Alder (70 år og over)	564	.081	.054	0	.4
Ikke-vestlig innvandring	564	.21	.169	0	.78
Trangboddhet	576	12.874	6.388	3.09	41.55

Tabell 5.2. Deskriptiv statistikk av uavhengige variabler (X-ene).

Antall observasjoner, altså antall grunnkretser, varierer fra 576 (max) til 562 (min). Gjennomsnittlig har grunnkretsens befolkning i dette utvalget .314 og .267 utdanningsopptnåelse etter variablene medium utdanningsopptnåelse og høy utdanningsopptnåelse. Standardavviket (*Std. Dev*) til medium utdanningsopptnåelse er på 0,08, og 0,124 for høy utdanningsopptnåelse, og forteller noe om hvordan verdiene i variabelen spres, og i dette tilfellet i hvilken grad utdanningsopptnåelsen til menneskene i grunnkretsens utvalg klusterer seg rundt gjennomsnittet eller har en betydelig spredning. Antall observasjoner for inntektsvariablene er 564 for hvert kvartil (Q2, Q3, Q4). Tabellen viser at befolkningen gjennomsnittlig fordeler seg etter 19,3% i 2. inntektskvartil, 22,3% i 3. inntektskvartil og 33,7% i 4. inntektskvartil. Standardavviket for inntektsvariablene er 0,081 (2. inntektskvartil), 0,072 (3. inntektskvartil) og 0,172 (4. inntektskvartil). Aldersvariablene har henholdsvis 576 verdier og 564 for alder 0-12 og alder 70+ år. Samtidig viser variablene et gjennomsnitt på ,0139 (Alder 0 – 12 år). og 0,081 (Alder 70 år og over), mens variablenes standardavvik viser 0,061 (Alder 0 – 12 år) og 0,054 (Alder 70 år og over). Gjennomsnittlig andel barn og unge i grunnkretsene går fra 0 prosentandel til 50 prosentandel, mens andelen eldrebefolkning 70 år og eldre gjennomsnittlig er ca. 8 prosentandeler og går fra minimum 0 prosentandel til 40 prosentandel. Ikke-vestlig innvandring har 564 observasjoner og trangboddhet har 576. Hva gjelder variablenes gjennomsnittsverdi går den fra 0, 21 (ikke-vestlig innvandring) og 12, 874 (Trangboddhet), mens standardavviket for variablene er respektive .169 for innvandringsvariabelen og 6.388 for trangboddhet. For

innvandringsvariabelen betyr det at gjennomsnittlig andel ikke-vestlige innvandrere i grunnkretsene i studieområdet varierer fra 0 prosentandel til 78 prosentandel. For gjennomsnittlig andel i grunnkretsen som lever trangt etter definisjonen for trangboddhet som nevnt ovenfor er 13 prosent, fra minimum ca. 3 prosentandel og til maksimum ca. 42 prosentandel.

Det er videre testet for multikollinearitet hos de uavhengige variablene for å undersøke om modellen tilfredsstilte en annen sentral forutsetning ved MKM. Som vi kan lese av tabell 5.3. nedenfor har de uavhengige variablene en VIF-skåre på mellom 4.071 (4. inntektskvartil) og 1.147 (Alder 70+ år), og fire av ni variabler har en skår på under 2. Gjennomsnittlig skår for alle X-ene er 2,43, og siden $VIF < 3$ regnes som ideelt og $VIF < 5$ som akseptabelt (Ringdal 2016), ser VIF-skårene akseptable ut. Dette betyr at multikollinearitet ikke er en utfordring for denne modellen, og at vi kan med høyere sannsynlighet stole på modellens betakoeffisienter og at de kan beholdes i regresjonsmodellen uten *for* mye intern korrelasjon.

	VIF	1/VIF
4. inntektskvartil	4.071	.246
Ikke-vestlig innv.	4.027	.248
2. inntektskvartil	3.094	.323
Høy utdanning	2.753	.363
Medium utdanning	2.132	.469
3. inntektskvartil	1.631	.613
Alder (0-12 år)	1.58	.633
Trangboddhet	1.474	.678
Alder (70+ år)	1.147	.872
Mean VIF	2.434	.

Tabell 5.3. VIF-skår for uavhengige variabler i de multivariate lineær regresjonsmodellene.

Nedenfor presenteres regresjonsmodellene med grønntilgjengelighet som utfallvariabel. Først presenteres total grønntilgjengelighet som består av en multivariat lineær regresjonsmodell. Deretter presenteres grønntilgjengelighet etter kategori som består av seks binære logistiske regresjonsmodeller.

Regresjonsmodell 1. Total grønntilgjengelighet: multivariat lineær regresjon

Linear regression

Total grønntilgjengelighet	Coef.	St.Err.	t-value	p-value	[95% Conf Interval]	Sig
Medium utdann.	-1.548	1.379	-1.12	.262	-4.257 1.16	
Høy utdann.	-2.754	1.015	-2.71	.007	-4.748 -.76	***

2. inntektskvartil	5.357	1.818	2.95	.003	1.785	8.928	***
3. inntektskvartil	4.634	1.358	3.41	.001	1.967	7.301	***
4. inntektskvartil	4.257	.889	4.79	0	2.51	6.004	***
Alder (0-12 år)	6.605	1.664	3.97	0	3.337	9.874	***
Alder (70+ år)	4.058	1.491	2.72	.007	1.129	6.987	***
Ikke-vestlig innv.	2.648	.898	2.95	.003	.884	4.412	***
Trangboddhet	.035	.014	2.44	.015	.007	.064	**
Constant	-1.448	.803	-1.80	.072	-3.026	.13	*
Mean dependent var		3.117	SD dependent var		2.032		
R-squared		0.236	Number of obs		562		
F-test		18.931	Prob > F		0.000		
Akaike crit. (AIC)		2259.617	Bayesian crit. (BIC)		2302.932		
*** p<.01, ** p<.05, * p<.1							

Tabell 5.4. Multivariat lineær regresjonsanalyse med total grønnskår som avhengig variabel (N=562).

Modellens forklaringskraft representeres av den multiple korrelasjonskoeffisienten (R^2). Vi kan lese av modellen at modellens forklaringskraft er 0,236. Dette betyr at ca. 24% av variansen i tilgang til grøntområder (Y) kan forklares av de sosialdemografiske og sosioøkonomiske variablene i modellen (X). Regresjonskonstanten (b_0) er predikert verdi av Y når alle x-variablene settes til 0, dvs. den forventede tilgangen til grøntområder når variablene for sosioøkonomisk status settes til null. b_0 viser hvor regresjonslinjen avskjærer, og er den anslåtte verdien når $x = 0$, som er -1.448. Regresjonskoeffisientene ($b_1 - b_9$) beskriver helningen på regresjonslinjen, og viser endring i Y når X endres med en *måleenhet kontrollert for de andre variablene i modellen* (Ringdal 2016). For hver stigning (positiv koeffisient) eller reduksjon (negativ koeffisient) i X tilsvarer en endring i Y.

Regresjonskoeffisienten til medium utdanningsoppnåelse (b_1) er -1.548 og viser at, sammenlignet med gruppen som har lavest utdanningsoppnåelse har gruppen med medium utdanningsoppnåelse *dårligere* tilgang til grøntområder, men sammenhengen er ikke statistisk signifikant – kontrollert for de andre variablene. Videre demonstrerer regresjonskoeffisienten for høy utdanningsoppnåelse (b_2), som er -2.754, at de med høyest utdanning har *dårligere* tilgang til grøntområder sammenlignet med referansekategorien og kontrollert for modellens X-er, og her er sammenhengen statistisk signifikant på høyeste konvensjonelle nivå (p-verdi på 0.007). Videre, hva angår inntektskvartilene, er alle regresjonskoeffisientene ($b_3 - b_5$), positive på henholdsvis 5.357 for 2. inntektskvartil, 4.634 for 3. inntektskvartil og 4.257 for 4. inntektskvartil. Sammenhengen her er i alle tilfeller statistisk signifikant på høyeste konvensjonelle nivå med en p-verdi på 0.003 (b_3), 0.001 (b_4), og 0 (b_5). Her kan vi lese av tabellen at, sammenlignet med gruppen som befinner seg i laveste inntektskvartil og

kontrollert for de andre modellens variabler, opplever gruppene i alle høyere inntektskvartiler (Q2, Q3 og Q4) *bedre* tilgang til grøntområder. Hva gjelder aldersvariabelen for barn og unge (0-12 år) viser modellen en regresjonskoeffisient på 6.605, og forholdet er dermed positivt. Altså har barn og unge bedre tilgang til grøntområder enn referanse kategorien, den voksne befolkningen. Dette forholdet er også statistisk signifikant på høyeste konvensjonelle nivå (p-verdi på 0). Videre markerer regresjonskoeffisienten til eldre (b_7) et lignende positivt forhold mellom eldre og tilgang til grøntområder, med en koeffisient som er 4.058. Dermed kan vi lese av at for eldrebefolkningen, sammenlignet med den voksne befolkningen i referanse kategorien, er tilgangen til urbane grøntområder under ett i Oslo bedre. P-verdien er på 0,007 og er statistisk signifikant. Med andre ord har begge aldersgruppene som i teorien regnes som mindre mobile en signifikant *bedre* tilgang til urbane grøntområder enn den mer mobile voksenbefolkningen – kontrollert for de andre variablene i regresjonsmodellen. Hva angår innvandringsvariabelen kan vi lese av regresjonskoeffisienten (b_8) til ikke-vestlig innvandring, som er 2.648, et positivt forhold mellom tilgang til grøntområder og innvandring. Med en p-verdi på 0.003 er dette forholdet statistisk signifikant på laveste signifikansnivå. I denne modellen ser det derfor ut at innvandrerbefolkningen har *bedre* tilgang til grøntområder enn den norske, øvrige befolkningen. Til slutt kan man lese av modellen at regresjonskoeffisienten til trangboddhet (b_9) er svakt positiv (0.035) med en p-verdi på 0.015. Dermed er forholdet statistisk signifikant og med et 95% konfidensnivå (p-verdi < 0.05). Kontrollert for sosioøkonomisk status har de som bor trangt noe bedre tilgang til grøntområder enn de som ikke er trangbodde, men assosiasjonen er svak.

Hovedmønstrer man kan lese fra modellen er dermed at, kontrollert for variablene i modellen og gitt referanse kategori, er utdanning *negativt* assosiert med tilgang til grøntområder. Samtidig er inntekt, alder (barn- og unge og eldre), ikke-vestlig innvandringsbakgrunn og trangboddhet *positivt* assosiert med tilgang til grøntområder, gitt referanse kategori og kontrollert for de andre variablene. Disse funnene er statistisk signifikante på 0,01-nivå (utenom trangboddhet som har en p-verdi på 0,05-nivå og medium utdanningsoppnåelse som ikke har en statistisk signifikant p-verdi).

Regresjonsmodell 2-7. Tilgang til x type grøntkategori: binær logistisk regresjon

Siden vanlig MKM forutsetter av utfallsvariabelen er kontinuerlig passer ikke den lineære regresjonsmodellen i de tilfellene hvor Y-variabelen (*tilgang til x grøntområder etter kategori*) er dikotom. I disse tilfellene er det å foretrekke å bruke logistisk regresjon – den

binære logitmodellen. Tolkning av de logistiske regresjonskoeffisientene gjøres i logitskalaen, hvor den logistiske regresjonskoeffisienten (b) angir endringen i den predikerte logiten ved at X endres med én måleenhet, kontrollert for de andre variablene i modellen (Ringdal 2016, s. 442). Utfordringen til disse seks logistiske regresjonsmodellene nedenfor er imidlertid at logitskalaen er abstrakt og gir kun grunnlag for overflatiske tolkninger (Ringdal 2016). Derfor gis disse funnene mindre oppmerksomhet i forhold til analysen av total grønntilgjengelighet ovenfor. Med andre ord er disse logitmodellene kun komplementære, samtidig som at modellene tilbyr et mer nyansert forhold etter grøntkategori for analysen ovenfor. Koeffisientens tallverdi gir lite mening, og det er i utgangspunktet kun de logistiske regresjonskoeffisientenes fortegn og deres statistiske signifikans som er av interesse. Generelt er det kun retningen på effektene (dvs. Om sannsynligheten går opp eller ned for å være i 1-gruppen på den avhengige variabelen; å *ha* tilgang til x type grønt) de logistiske regresjonskoeffisientene sier noe om (Thrane 2003). Effektene styrke (om de er sterke eller svake) kan videre regnes ut, og her er fokuset å regne ut predikerte sannsynligheter for å ha tilgang til x type grønt gitt bestemte verdier for X-variablene.

Tilgang til boliggrønt (Y) og sosioøkonomisk status

Logistic regression

Dummy Boliggrønt	Coef.	St.Err.	t-value	p-value	[95% Conf	Interval]	Sig
Medium utdann.	-2.232	1.907	-1.17	.242	-5.971	1.506	
Høy utdann.	1.806	1.348	1.34	.18	-.837	4.448	
2. inntektskvartil	-.054	2.605	-0.02	.983	-5.16	5.052	
3. inntektskvartil	-1.059	1.861	-0.57	.569	-4.706	2.588	
4. inntektskvartil	-1.049	1.275	-0.82	.411	-3.547	1.45	
Alder (0-12 år)	.974	2.354	0.41	.679	-3.639	5.588	
Alder (70+ år)	3.489	2.158	1.62	.106	-.741	7.719	
Ikke-vestlig innv.	1.482	1.301	1.14	.255	-1.068	4.032	
Trangboddhet	-.022	.019	-1.19	.234	-.059	.015	
Constant	1.702	1.158	1.47	.142	-.568	3.973	
Mean dependent var		0.785	SD dependent var			0.411	
Pseudo r-squared		0.020	Number of obs			562	
Chi-square		11.933	Prob > chi2			0.217	
Akaike crit. (AIC)		593.556	Bayesian crit. (BIC)			636.871	

*** p<.01, ** p<.05, * p<.1

Tabell 5.5. Binær logistisk regresjonsanalyse med boliggrønt som avhengig variabel (N=562).

Funnene fra regresjonsanalysen mellom forholdet mellom tilgang til *boliggrønt* og sosioøkonomisk status vises i tabell 5.5. Regresjonskonstanten til tilgang til boliggrønt (ja/nei) når variablene for sosioøkonomisk status settes til null er 1.702. Den logistiske regresjonskoeffisienten (b_1) angir endring i den predikerte logiten ved at medium utdanningsoppnåelse endres med én måleenhet, kontrollert for de andre variablene i modellen. Koeffisientens fortegn er negativt og viser at, i forhold til modellens laveste utdannede gruppe, har tilgang til boliggrønt og sosioøkonomisk en negativ assosiasjon. Dette funnet står i kontrast med den positive logistiske regresjonskoeffisienten (b_2) som angir predikerte logit for høyere utdanning. Kontrollert for de andre variablene i modellen viser alle logistiske regresjonskoeffisienter for inntektsvariablene, altså 2. inntektskvartil, 3. inntektskvartil og 4. inntektskvartil viser et *negativt* forhold mellom tilgang til boliggrønt og sosioøkonomisk status. Dette indikerer at høyere inntektsgrupper har dårligere tilgang til boliggrønt. Videre viser modellen at begge aldersvariablene er positive, noe som antyder at både barn og unge og eldrebefolkningen har bedre tilgang til boliggrønt enn øvrig befolkning – kontrollert for de andre variablene i modellen. Denne positive assosiasjonen gjelder også for innvandringsvariablen, og modellen viser at ikke-vestlig innvandrere har en bedre tilgang til boliggrønt enn øvrig befolkning. Som lest av modellen er imidlertid dette forholdet negativt for befolkningen som bor trangbodd. Imidlertid er ingen av modellens variabler statistisk signifikante på noen konvensjonelle nivåer som tyder på at dataene skyldes tilfeldige variasjoner og det er sannsynlig at funnet er tilfeldig oppstått.

Tilgang til nabolagsgrønt (Y) og sosioøkonomisk status

Logistic regression

Dummy	Coef.	St.Err.	t-value	p-value	[95% Conf	Interval]	Sig
Nabolagsgrønt							
Medium utdann.	-6.006	1.927	-3.12	.002	-9.783	-2.23	***
Høy utdann.	.007	1.271	0.01	.995	-2.484	2.499	
2. inntektskvartil	8.015	2.477	3.24	.001	3.16	12.87	***
3. inntektskvartil	.623	1.765	0.35	.724	-2.837	4.082	
4. inntektskvartil	2.917	1.257	2.32	.02	.454	5.381	**
Alder (0-12 år)	6.092	2.228	2.73	.006	1.724	10.459	***
Alder (70+ år)	1.156	1.852	0.62	.533	-2.475	4.786	
Ikke-vestlig innv.	-.941	1.186	-0.79	.427	-3.267	1.384	
Trangboddhet	.021	.019	1.10	.272	-.016	.057	
Constant	-1.216	1.047	-1.16	.246	-3.269	.836	
Mean dependent var		0.632	SD dependent var		0.483		
Pseudo r-squared		0.061	Number of obs		562		
Chi-square		44.751	Prob > chi2		0.000		
Akaike crit. (AIC)		714.908	Bayesian crit. (BIC)		758.223		

 *** p<.01, ** p<.05, * p<.1

Tabell 5.6. Binær logistisk regresjonsanalyse med nabolagsgrønt som avhengig variabel (N=562).

Videre viser forholdet mellom tilgang til *nabolagsgrønt* og sosioøkonomisk status i tabell 5.6. Her representerer regresjonskonstanten til tilgang til nabolagsgrønt (ja/nei) når variablene for sosioøkonomisk status settes til null, og konstanten er negativ på -1.216. I denne modellen viser den logistiske regresjonskoeffisienten (b_1) til medium utdanningsoppnåelse at, kontrollert for de andre variablene i modellen, et negativt fortegn. Forholdet er også statistisk signifikant på 0,01-nivået. Kontrasterende viser b_2 , den logistiske regresjonskoeffisienten høy utdanningsoppnåelse, viser en positiv assosiasjon, men koeffisienten er ikke statistisk signifikant på noen konvensjonelle nivåer. Inntektsvariablene viser et tydelig positivt bilde: alle de logistiske regresjonskoeffisientene ($b_3 - b_5$) er positivt assosiert med tilgang til nabolagsgrønt. Dette viser at i modellen, kontrollert for de andre variablene, har grupper med høyere inntekt bedre tilgang til denne type grønt. Imidlertid er ikke koeffisienten til 3. inntektskvartil statistisk signifikant, men både 2. og 4. inntektskvartil er signifikante på 0,05 og 0,01-nivå. Aldersvariablene viser et lignende positivt forhold for tilgang til nabolagsgrønt, og variabelen for 0-12 år har en p-verdi på 0.006. Kontrollert for de andre variablene viser modellen at både barn og unge og eldrebefolkningen har bedre tilgang til nabolagsgrønt enn øvrig befolkning. Vider kan man lese av modellen at dette ikke er tilfellet for innvandringsvariabelen, noe som indikerer at ikke-vestlig innvandrere har dårligere tilgang til nabolagsgrønt enn majoritetsbefolkningen. For andelen som er trangbodde viser modellen, kontroller for de andre variablene, at denne befolkningen har dårligere tilgang til nabolagsgrønt. Assosiasjonen for de tre siste variablene er imidlertid ikke statistisk signifikant på noen konvensjonelle nivåer.

Tilgang til kvartalsgrønt (Y) og sosioøkonomisk status

Logistic regression

Dummy Kvartalsgrønt	Coef.	St.Err.	t-value	p-value	[95% Conf	Interval]	Sig
Medium utdann.	-2.281	2.552	-0.89	.372	-7.282	2.721	
Høy utdann.	1.323	1.753	0.75	.451	-2.114	4.759	
2. inntektskvartil	-1.199	3.756	-0.32	.75	-8.561	6.163	
3. inntektskvartil	3.598	2.798	1.29	.199	-1.887	9.082	
4. inntektskvartil	-.609	1.944	-0.31	.754	-4.419	3.201	
Alder (0-12 år)	5.822	3.508	1.66	.097	-1.053	12.697	*

Alder (70+ år)	-4.067	2.41	-1.69	.092	-8.79	.657	*
Ikke-vestlig innv.	5.124	2.27	2.26	.024	.674	9.574	**
Trangboddhet	.098	.038	2.58	.01	.023	.172	***
Constant	-.276	1.929	-0.14	.886	-4.056	3.504	
Mean dependent var		0.881	SD dependent var			0.324	
Pseudo r-squared		0.147	Number of obs			562	
Chi-square		60.460	Prob > chi2			0.000	
Akaike crit. (AIC)		370.207	Bayesian crit. (BIC)			413.522	
*** p<.01, ** p<.05, * p<.1							

Tabell 5.7. Binær logistisk regresjonsanalyse med kvartalsgrønt som avhengig variabel (N=562).

Hva gjelder forholdet mellom *kvartalsgrønt* og sosioøkonomisk status er dette fremstilt i regresjonsmodellen i tabell 5.7. I dette tilfellet er regresjonskonstanten den forventede gang til kvartalsgrønt (ja/nei) når variablene for sosioøkonomisk status settes til null. Som man kan lese av modellen er regresjonskonstanten -0.276. I likhet med modellen over viser den logistiske regresjonskoeffisienten (b_1) til medium utdanningsoppnåelse et negativt fortegn, samtidig som at høy utdanningsoppnåelse (b_2) er positivt assosiert med kvartalsgrønt. Ingen av disse forholdene er imidlertid statistisk signifikante. Når det gjelder inntektskvartilene viser modellen et negativt forhold mellom 2. inntektskvartil og tilgang til kvartalsgrønt, dette gjelder også for øverste inntektskvartil (4. inntektskvartil). Kontrasterende er viser modellen et positivt forhold mellom 3. inntektskvartil og tilgang til kvartalsgrønt. Kontrollert for de andre variablene i modellen har dermed 2. og 4. inntektskvartil en dårligere tilgang til kvartalsgrønt enn laveste inntektskvartil, mens gruppen i 3. inntektskvartil har en bedre tilgang i denne modellen. Disse assosiasjonene er likevel ikke statistisk signifikante på noen nivåer. For tilgang til nabolagsgrønt og alder viser denne modellen at barn og unge har bedre tilgang enn voksenbefolkningen, mens eldre har en dårligere tilgang i denne modellen – kontrollert for de andre variablene. Aldersvariablene er imidlertid heller ikke statistisk signifikante. Begge de logistiske regresjonskoeffisientene til trangboddhet og ikke-vestlig innvandring viser et statistisk signifikant forhold, og begge forholdene er positive. Det betyr at, i denne modellen kontrollert for de andre variablene, at ikke-vestlige innvandrere og trangbodde har bedre tilgang til kvartalsgrønt enn de som verken er trangbodde eller ikke-vestlige innvandrere.

Tilgang til delbydelsgrønt (Y) og sosioøkonomisk status

Logistic regression

Dummy	Coef.	St.Err.	t-value	p-value	[95% Conf	Interval]	Sig
Delbydelsgrønt							
Medium utdann.	-5.465	2.08	-2.63	.009	-9.541	-1.389	***
Høy utdann.	-2.85	1.481	-1.92	.054	-5.753	.054	*
2. inntektskvartil	5.788	2.591	2.23	.025	.71	10.866	**
3. inntektskvartil	-2.136	2.039	-1.05	.295	-6.133	1.862	
4. inntektskvartil	3.721	1.306	2.85	.004	1.161	6.28	***
Alder (0-12 år)	1.678	2.254	0.74	.457	-2.74	6.096	
Alder (70+ år)	8.391	2.056	4.08	0	4.362	12.42	***
Ikke-vestlig innv.	2.23	1.24	1.80	.072	-.199	4.66	*
Trangbodddhet	-.113	.028	-3.99	0	-.168	-.057	***
Constant	-.42	1.252	-0.34	.737	-2.874	2.033	
Mean dependent var		0.311	SD dependent var		0.463		
Pseudo r-squared		0.171	Number of obs		562		
Chi-square		119.147	Prob > chi2		0.000		
Akaike crit. (AIC)		597.965	Bayesian crit. (BIC)		641.280		

*** p<.01, ** p<.05, * p<.1

Tabell 5.8. Binær logistisk regresjonsanalyse med delbydelsgrønt som avhengig variabel (N=562).

Tabell 5.8. viser videre funnene fra regresjonsanalysen mellom forholdet mellom tilgang til *delbydelsgrønt* og sosioøkonomisk status. Her er regresjonskonstanten den forventede tilgangen til delbydelsgrønt (ja/nei) når variablene for sosioøkonomisk status settes til null, og er -0.42. I denne modellen har, kontrollert for de andre variablene, gruppen med medium og høyere utdanning dårligere tilgang til grøntområder som kategoriseres som delbydelsgrønt i forhold til gruppen som har lav utdanning. Forholdet er imidlertid kun statistisk signifikant for gruppen medium utdanning. Videre viser de logistiske regresjonskoeffisientene til inntektsvariabelen en motsatt assosiasjon til grønnstilgjengelighet for delbydelsgrønt enn modellen ovenfor. I denne modellen er negativt assosiert for 3. inntektskvartil og positivt assosiert for 2. og 4. inntektskvartil – gitt referansekategori og modellens andre variabler. Kun de positive forholdene er imidlertid statistisk signifikante. Modellens aldersvariabler viser at, i forhold til voksenbefolkningen, har både barn og unge og eldre bedre tilgang til delbydelsgrønt. Her er kun sistnevnte statistisk signifikante, riktignok på 0,01-nivå. Også ikke-vestlig innvandring er positivt assosiert med tilgang til delbydelsgrønt, men ikke statistisk signifikant. Kontrasterende viser modellen at for befolkningen som er trangbodd er forholdet både negativt og statistisk signifikant, altså har denne befolkningen bedre tilgang til denne type grønt – gitt referansekategori og de andre variablene.

Tilgang til bydelsgrønt (Y) og sosioøkonomisk status

Logistic regression

Dummy Bydel	Coef.	St.Err.	t-value	p-value	[95% Conf	Interval]	Sig
Medium utdann.	6.807	2.51	2.71	.007	1.887	11.727	***
Høy utdann.	-11.277	1.921	-5.87	0	-15.042	-7.512	***
2. inntektskvartil	-2.044	2.718	-0.75	.452	-7.37	3.283	
3. inntektskvartil	5.418	2.232	2.43	.015	1.044	9.793	**
4. inntektskvartil	2.129	1.459	1.46	.145	-.731	4.989	
Alder (0-12 år)	.079	2.682	0.03	.976	-5.178	5.336	
Alder (70+ år)	.757	2.519	0.30	.764	-4.181	5.695	
Ikke-vestlig innv.	3.052	1.445	2.11	.035	.219	5.885	**
Trangbodddhet	-.061	.032	-1.91	.056	-.123	.002	*
Constant	-2.462	1.445	-1.70	.088	-5.295	.371	*
Mean dependent var		0.196	SD dependent var		0.397		
Pseudo r-squared		0.170	Number of obs		562.000		
Chi-square		94.328	Prob > chi2		0.000		
Akaike crit. (AIC)		481.406	Bayesian crit. (BIC)		524.721		

*** p<.01, ** p<.05, * p<.1

Tabell 5.9. Binær logistisk regresjonsanalyse med bydelsgrønt som avhengig variabel (N=562).

Tabell 5.9. viser forholdet mellom tilgang til *bydelsgrønt* og sosioøkonomisk status. Her er regresjonskonstanten den forventede tilgangen til bydelsgrønt (ja/nei) når variablene for sosioøkonomisk status settes til null, og som man kan lese av tabellelen er modellens regresjonskonstant - 2.462. Modellen viser at den logistiske regresjonskoeffisienten til medium utdanningsoppnåelse er positiv og motsatt, at koeffisienten til høy utdanningsoppnåelse er negativ. Disse forholdene er begge statistisk signifikante på høyeste konvensjonelle nivå. I denne modellen har altså gruppen med medium utdanning bedre tilgang enn gruppen med lav utdanning, og omvendt for gruppen med høyest utdanning – kontrollert for de andre variablene. Forholdet er omvendt hva gjelder inntekt, hvor gruppen i 2. inntektskvartil har dårligere tilgang mens gruppene i 3. og 4. inntektskvartil har bedre tilgang til bydelsgrønt enn laveste inntektskvartil. Assosiasjonene var imidlertid kun statistisk signifikant for 3. inntektskvartil. Videre, for tilgang til bydelsgrønt og alder, viser denne modellen at både barn og unge og eldrebefolkningen har bedre tilgang til bydelsgrønt enn den voksne befolkningen. Forholdet er imidlertid ikke statistisk signifikant. For gruppen med ikke-vestlige innvandrere kan man lese av modellen at forholdet er statistisk signifikant og positivt, altså har denne gruppen bedre tilgang til bydelsgrønt enn øvrig befolkning – i denne

modellen og kontrollert for de andre variablene. Til slutt viser modellen en ikke-statistisk signifikant negativ tilgang til bydelsgrønt for befolkningsandelen som bor trangbodd i Oslo.

Tilgang til marka (Y) og sosioøkonomisk status

Logistic regression

Dummy Marka	Coef.	St.Err.	t-value	p-value	[95% Conf	Interval]	Sig
Medium utdann.	-7.273	2.079	-3.50	0	-11.348	-3.198	***
Høy utdann.	-5.55	1.448	-3.83	0	-8.387	-2.712	***
2. inntektskvartil	3.656	2.621	1.39	.163	-1.482	8.794	
3. inntektskvartil	1.543	1.893	0.82	.415	-2.166	5.253	
4. inntektskvartil	3.359	1.368	2.45	.014	.677	6.041	**
Alder (0-12 år)	19.385	2.928	6.62	0	13.645	25.124	***
Alder (70+ år)	10.699	2.226	4.81	0	6.336	15.063	***
Ikke-vestlig innv.	-2.365	1.331	-1.78	.076	-4.974	.244	*
Trangboddhet	.099	.023	4.34	0	.054	.144	***
Constant	-3.825	1.256	-3.05	.002	-6.286	-1.364	***
Mean dependent var		0.331	SD dependent var			0.471	
Pseudo r-squared		0.241	Number of obs			562	
Chi-square		171.722	Prob > chi2			0.000	
Akaike crit. (AIC)		561.857	Bayesian crit. (BIC)			605.172	

*** p<.01, ** p<.05, * p<.1

Tabell 5.10. Binær logistisk regresjonsanalyse med marka som avhengig variabel (N=562).

Til slutt fremstilles regresjonsanalysen med *marka* som utfallsvariabel og sosioøkonomisk status som forklaringsvariabler i tabell 5.10. Her viser den logistiske regresjonskonstanten den forventede tilgangen til marka (ja/nei) når variablene for sosioøkonomisk status settes til null, og er -3.825. Når det gjelder statistisk signifikans for variablene i tilgang til marka som utfallsvariabel finner modellen flest statistisk signifikante variabler, samtidig som at modellen er relativt tydelig i sine koeffisienter. For det første viser modellens utdanningsvariabler at, gitt referansekategorien lav utdanning, har både medium utdanningsoppnåelse og høy utdanningsoppnåelse en sterk statistisk signifikant og negativ tilgang til marka. Med andre ord opplever begge disse utdanningsgruppene en dårligere tilgang til marka enn for gruppen med lav utdanning i denne modellen – kontrollert for de andre variablene. Motsatt viser de logistiske regresjonskoeffisientene til for de ulike inntektskvartilene en positiv assosiasjon for alle inntektsgrupper i forhold til 1. inntektskvartil. Imidlertid er kun 4. inntektskvartil statistisk signifikant. Videre, hva gjelder alder, er både barn og unge og eldrebefolkningens koeffisienter statistisk signifikant og forholdet viser en positiv assosiasjon til tilgang til marka for disse befolkningene i forhold til

øvrige befolkning i denne modellen. For ikke-vestlig innvandring er koeffisienten negativt, men ikke statistisk signifikant. Motsatt, koeffisienten til andel trangbodde er både positiv og statistisk signifikant. Dette viser dermed at i denne modellen, kontrollert for de andre variablene, at ikke-vestlige innvandrere har dårligere tilgang til marka enn majoritetsbefolkningen og at trangbodde husholdninger har en svakt bedre tilgang til marka enn øvrige befolkninger.

5.5. Analyse: Grønnoverbelastning

At befolkningen har tilgang til grøntområder i nærområdet, sier lite om hvordan denne tilgangen ser ut i forhold til den relative befolkningen. Formålet med denne analysen er dermed å undersøke relasjonen mellom grøntarealer per innbygger (Y) og sosialdemografiske og sosioøkonomiske variabler (X).

Regresjonsmodell 8. Grøntarealer per innbygger: multivariat lineær regresjon

Linear regression

Grøntarealer m ² per innbygger	Coef.	St.Err.	t-value	p-value	[95% Conf	Interval]	Sig
Medium utdann.	-.065	1.437	-0.05	.964	-2.888	2.759	
Høy utdann.	-5.702	1.058	-5.39	0	-7.781	-3.624	***
2. inntektskvartil	4.931	1.895	2.60	.01	1.208	8.654	***
3. inntektskvartil	3.019	1.415	2.13	.033	.238	5.799	**
4. inntektskvartil	5.225	.927	5.64	0	3.404	7.046	***
Alder (0-12 år)	6.508	1.735	3.75	0	3.101	9.915	***
Alder (70+ år)	6.55	1.554	4.21	0	3.497	9.604	***
Ikke-vestlig innv.	1.452	.936	1.55	.122	-.387	3.291	
Trangboddhet	.036	.015	2.36	.019	.006	.065	**
Constant	-1.379	.837	-1.65	.1	-3.024	.266	
Mean dependent var		2.689	SD dependent var			2.132	
R-squared		0.246	Number of obs			562.000	
F-test		19.980	Prob > F			0.000	
Akaike crit. (AIC)		2306.311	Bayesian crit. (BIC)			2349.626	

*** p<.01, ** p<.05, * p<.1

Tabell 5.11. Multivariat lineær regresjonsanalyse med grøntarealer per innbygger som avhengig variabel (N=562).

I denne modellen er forklaringskraften, R^2 , 0.246, noe som tyder på at ca. 25% av variansen i grønnbelastning (Y) kan forklares av de sosialdemografiske og sosioøkonomiske variablene i modellen (X). I dette tilfellet er regresjonskonstanten det forventede grønne belastningsnivået

når variablene for sosioøkonomisk status settes til null. Som lest av tabell 5.11. er modellens regresjonskonstant -1.379 . Siden belastningsanalysen her representerer *grøntareal per innbygger* gir høyere grønnskår en bedre verdi ettersom at det angir mindre belastede grøntområder per innbygger – og dermed fravær av belastning.

Når det gjelder den multivariate lineære regresjonsmodellen som studerer grønnbelastning (Y) og sosioøkonomisk status (X) kan man lese av tabell 5.11. at forholdene ser ut til å ligne på analysen over. For det første ser man at regresjonskoeffisienten til begge utdanningsvariablene for medium og høyere utdanningsoppnåelse har negative fortegn hvor regresjonskoeffisienten til medium utdanningsoppnåelse b_1 er på -0.065 mens regresjonskoeffisienten til b_2 er på -5.702 . Det er imidlertid kun for høyest utdanning at denne sammenhengen er statistisk signifikant (p-verdi på 0), mens medium utdanningsoppnåelse ikke er statistisk signifikant (p-verdi på 0,964). Kontrollert for de andre variablene er dermed høyere utdanning negativt assosiert med grønnoverbelastning, altså at de med høyere utdanning bor i områder som har lavere grøntarealer per innbygger. Dette samsvarer med modellen ovenfor hvor mennesker av høyere utdanningsoppnåelse har mindre tilgang til grøntområder. For det andre kan man lese av tabellen at inntekt er positivt assosiert med grøntarealer per innbygger. Regresjonskoeffisienten til 2. inntektskvartil (b_3) er 4.931 og har en p-verdi på 0.01. Denne assosiasjonen er dermed statistisk signifikant på 0,01-nivået. Samtidig er regresjonskoeffisienten til 3. inntektskvartil (b_4) på 3.019, med en tilsvarende p-verdi på 0.033, som viser at sammenhengen er statistisk signifikant på 0,05-nivået. Med en høyere positiv regresjonskoeffisient på 5.225 (b_5) viser regresjonsmodellen at 4. inntektskvartil er positivt assosiert med grønnoverbelastning representert som grøntarealer per innbygger. Variabelens p-verdi er på 0 og er signifikant på det strengeste konvensjonelle nivået ($p < 0,01$). Basert på denne modellen kan man generalisere fra utvalg til befolkning at mennesker som tjener bedre har også tilgang til større grøntarealer per innbygger, og at dette gjelder for alle inntektskvartilsnivåer over 1. inntektskvartil (gitt at 1. inntektskvartil er referansekategori). Med andre ord er inntekt positivt korrelert med (fravær av) grønnoverbelastning – jo høyere inntekt jo høyere grøntareal per innbygger. For det tredje kan man lese av modellen at begge alderskategoriene er positivt assosiert med grøntarealer per innbygger. Andelen barn og unge har, i forhold til øvrige voksne befolkning, mer tilgang til en høyere andel grøntarealer per innbygger, noe som kan leses av aldersvariabelen for 0-12 år sin regresjonskoeffisient på 6.508. P-verdien til koeffisienten er 0, og er statistisk signifikant på 0,01-nivået. Aldersvariabelen for eldrebefolkningen er lignende positiv, men

med en regresjonskoeffisient på 4.058, men med samme signifikansnivå (p -verdi $< 0,01$). Det betyr at både barn og eldre har en tilgang mindre pressede grøntarealer per innbygger enn referanse kategorien (den voksne befolkningen 12-70 år). Videre, når det gjelder innvandring, viser regresjonskoeffisienten til variabelen ikke-vestlig innvandring (b_8) en verdi 2.648, og en p -verdi på 0.122. Assosiasjonen er dermed ikke statistisk signifikant (p -verdi $> 0,05$), og ut ifra denne modellen kan man se at den ikke-vestlige innvandrerbefolkningen har noe bedre tilgang til mindre pressede grøntområder enn den norske majoritetsbefolkningen øvrig. Til slutt kan man lese av modellen at trangboddhet er svakt positivt assosiert med grøntarealer mer innbygger, i likhet med analysen ovenfor. Regresjonskoeffisienten er 0.035 og forholdet er statistisk signifikant med et 95% konfidensnivå (p -verdi $< 0,05$). Dermed hevder modellen at, kontrollert for sosioøkonomisk status og gitt referansegruppen, har de som bor trangt noe høyere grøntareal per innbygger enn de som ikke bor trangt.

Kontrollert for variablene i modellen og gitt referanse kategorier kan man lese fra denne modellen at hovedbildet ligner modellen ovenfor; utdanning er *negativt* assosiert med grøntareal per innbygger. I tillegg ser inntekt, alder (ung og eldre), ikke-vestlig innvandringsbakgrunn og, til en viss grad trangboddhet, å være *positivt* assosiert med grøntareal per innbygger. Disse funnene er statistisk signifikante, hvorav fem har en p -verdi på mindre enn 0,01 og to har p -verdi på mindre enn 0,05, samtidig som at medium utdanningsoppnåelse (p -verdi på 0.964) og ikke-vestlig innvandring (p -verdi på 0.122) ikke har statistisk signifikante p -verdier.

6. Diskusjon

6.1. Grønn rettferdighet og sosioøkonomisk status i Oslo

Forholdet mellom de lavere sosioøkonomisk statusgruppene og urbane grøntområder kan være et godt utgangspunkt i å forstå hvilke grupper som har størst behov for grøntområder i byen. På den ene siden er det tilstrekkelig med empiriske eksempler fra grønn rettferdighet som finner at grøntområder i flere tilfeller går på bekostning av lavinntektsgrupper, etniske minoriteter og andre som befinner seg i grupper av lav sosioøkonomisk status. På den andre siden er dette forholdet svært komplekst og kontekstspesifikt. Det følger at

miljørettferdighet ikke nødvendigvis skyldes ujevn distribusjon i Oslo gitt byens høye grøntarealer og en relativt generell høy grønnstilgjengelighet.

For det første, når det gjelder total grønnstilgjengelighet, finner studien at et blandet av potensiell grønn rettferdighet. Bildet ser ut til å være rettferdig målt etter utdanning ettersom at gruppen med lav utdanning har bedre tilgang til grøntområder. Imidlertid viser bildet noe annet når man studerer inntekt, og finner at alle inntektsgrupper har bedre tilgang til grøntområder enn gruppen i lavinntekt. Dette kan være et potensielt rettferdighetsproblem, særlig med tanke på at det kun inkluderes offentlig grønnstruktur, og høyere inntektsgrupper muligens har bedre tilgang til privat grøntområder i tillegg. Til den grad ung og eldre alder kan tilsvare mobilitet ser bildet mer positivt ut, og både barn og unge og eldrebefolkningen har bedre tilgang til grøntområder enn den øvrige befolkning. Tatt mobilitet, helsefordeler og motoriske utviklingsmuligheter tegner dette et positivt bilde av grønn rettferdighet. Også når det kommer til den ikke-vestlig innvandrerbefolkningen kan det se ut som om grønn rettferdighet utgangspunktet siden modellen viser at denne befolkningen generelt har bedre grønnstilgjengelighet enn øvrig befolkning. Potensialene for å oppleve fordeler ved tilgang er særlig sentralt ved sårbare befolkninger, og dette tegner et lovende bilde med fravær av grønne rettferdighetsproblemer. Likevel, ... Til sist styrkes bildet om fravær av grønn rettferdighet når det gjelder total grønnstilgjengelighet i Oslo ved at andelen trangbodde husholdninger har bedre tilgang (om enn svak). Viktigheten å ha trygge og tilgjengelige uterom å boltre seg på er muligens særlig viktig for husholdninger som bor trangt eller mangler rom i boligen til å utfolde seg på andre måter, og her ser forestillingen positivt ut.

For det andre, hva angår grøntarealer per innbygger, ser bildet av grønn rettferdighet om også lovende ut, gitt enkelte utfordringer. At høyere utdannende har en negativ assosiasjon til grøntarealer per innbygger. Siden gruppen med lavere utdanning finner. Dette bildet kan tyde på en dimensjon av grønn rettferdighet ettersom at gruppen med lavere utdanning har bedre tilgang på større grøntarealer per innbygger å utfolde seg på. Kontrasterende ser forestillingen om grønn rettferdighet snarere dårligere ut hvis man tar hensyn til inntekt. Dette blir tydelig på grunn av den positive assosiasjonen mellom høyere inntekter og grøntarealer per innbygger. Og gitt at litteraturen stresser fordelene gruppen med lavinntekt særlig kan oppleve i forhold til høyere inntektsgrupper, kan dette bildet tyde på en dimensjon av grønn rettferdighet ettersom at den mer sårbare lavinntektsbefolkningen har dårligere tilgang på grøntarealer per innbygger å utfolde seg på. For alder seg bildet imidlertid mer positivt ut

ettersom at begge befolkningene, barn og eldre, har en positiv assosiasjon mellom tilgang på grøntarealer per innbygger og alder. Dette tyder på tilstedeværelse av grønn rettferdighet ettersom at, i forhold til den voksne befolkningen, kan barn-, unge-, og eldrebefolkningen oppleve en livssituasjon med lavere mobilitet enn øvrig befolkning. Gitt aldersgruppens spesifikke fordeler ved å ha tilgang til tilstrekkelige grøntarealer per innbygger, spesielt eldrebefolkningens sosiale- og helsefordeler og barn og unges muligheter for utvikling av motoriske ferdighet, sosial interaksjon gjennom og læringsutbytte gjennom møter med grønne rom, ser forholdet ut til å styrke forventningen om grønn rettferdighet. Videre, en positiv assosiasjon mellom den ikke-vestlige innvandrerbefolkningen og øvrig majoritetsbefolkning tyder på et forhold som er rettferdig hva angår grøntarealer per innbygger. Ettersom at befolkningen kan være sårbar og med bedre tilgang enn øvrig befolkning kan de motta flere gunstige grønne, sosiale og helsemessige fordeler enn øvrig også, i likhet med lavinntektsbefolkningen. Dette står imidlertid i kontrast til andre studier, inkludert Suarez et al. (2020).

Internasjonal konsensus om tilgang til grøntområder at mennesker i høyere inntektsgrupper har en tendens til å ha bedre tilgang til urbane grøntområder enn mindre privilegerte. Disse funnene er sanne også for denne studien; mennesker i høyere inntektskvartiler har bedre tilgang til grøntområder enn mennesker i lavest inntektskvartiler. Hva gjelder inntektsvariabelen i forholdet mellom boliggrønt og sosioøkonomisk status viste modellen at høyere inntektsgrupper har dårligere tilgang til boliggrønt. Dette tegner et positivt bilde for forholdet mellom generell grønntilgjengelighet og sosioøkonomisk status ettersom at det indikerer at det ikke eksisterer et grønt urettferdighetsproblem i denne grøntkategorien. Imidlertid kan dette skyldes tilfeldig variasjon ettersom at ingen av assosiasjonene var statistisk signifikante. I virkeligheten kan sammenhengen mellom lav inntekt og dårlig grønttilgang bli enda sterkere enn modeller i denne studien viser, som kun innebærer offentlig grønttilgang. Det kan tenkes at høyere inntektsgrupper i høyere grad enn den laveste inntektskvartilen bor i boliger med tilgang til egen privat hage. Særlig for mindre grøntområder som boliggrønt og nabolagsgrønt kan påvirke tilgjengelighetsforholdet. På denne måten kan disse gruppene kompensere ved å faktisk ha direkte tilgang til private grøntområder, noe som gjør dimensjonen i et potensielt grønt urettferdighetsproblem mer komplisert. I modellen som undersøkte nabolagsgrønt var ikke dette forholdet å finne, snarere viste modellen at høyere inntektsgrupper (2- 4. inntektskvartil) har bedre grønntilgjengelighet til nabolagsgrønt. I dette tilfellet er modellen også statistisk signifikant

for 3. og 4. inntektskvartil. Dette kan undergrave det potensielle grønne urettferdighetsproblemet hva gjelder mindre grøntområder.

Disse funnene stemmer overens med en rekke studier som finner at lavinntektshusholdninger har relativt dårligere tilgang til grønnstruktur, inkludert Anguelovski et al. (2019), Jennings et al. (2012), Kabisch og Haase (2014) og Suárez et al. (2020). Lignende finner Scopelliti et al. (2016) at mellominntektsgruppen, sammenlignet med høyere og lavere inntektsgrupper, opplever bedre utfall hva gjelder forholdet og kontakten menneske-natur, inkludert tilknytning til natur og positive følelser knyttet til naturopplevelser og lavere nivåer av negative følelser når de oppholder seg i natuen, i tillegg til generelt høyere nivåer av fysisk og psykisk velvære. Dette kan tolkes ved at den høyere og lavere inntektsgruppen i større grad relateres til økonomiske faktorer enn naturopplevelser slik som finnes i middelinntektsgruppen (Scopelliti et al. 2016), ettersom at inntekt påvirker livsforhold og trivsel (Frey & Stutzer, 2010). Samtidig finner Scopelliti et al. (2016) at lavinntektsbefolkningen rapporterer at de har lavere grønnstilgjengelighet selv om faktisk omfang og tilstedeværelse er høyere i disse nabolagene. Dette understreker viktigheten av opplevd tilgjengelighet og kompleksiteten i forholdet som påvirker tilgang, inkludert trekk ved det urbane miljøet og den psykologiske vurderingen innbyggerne tilskriver nabolaget. Betydningen av opplevd tilgang bør derfor vektlegges. Samtidig er dette forhold som ikke lett kan avsløres med GIS eller kvantitativ metode brukt i denne oppgaven og er heller, til en viss grad, et spørsmål om, subjektivitet. Subjektivitet kan videre påvirke besøksfrekvens og personlige naturopplevelser, inkludert fravær av opplevelser, og grupper med lavere sosioøkonomisk status har det laveste trivselsnivået relatert til grønnstruktur (Scopelliti et al. 2016). Rollen til urbane grøntområder i svært befolkede områder er funnet betydelig for psykisk og fysisk velvære, men betydningsnivået er forskjellig fra ulike inntektsgrupper (Scopelliti et al., 2016). Scopelliti et al. (2016) finner at inntektsgruppen i midten (middle income group) får flest fysiske og psykologiske fordeler (fra Scopelliti Et al. 2016). Medium- og høyinntektsbefolkninger opplever høyere velværenivåer som Scopelliti et al. (2016) hevder kan originere fra naturrelaterte aktiviteter og psykologiske variabler. Samtidig, i områder preget av tettere bymiljøer og følgende miljøstressrelaterte utfordringer inkludert støy og trengsel kan det være særlig relevant å undersøke mulighetene for lavinntektsgruppers mulighet til å oppnå lignende positive effekter fra natur.

Det er videre internasjonal konsensus om at grupper med høyere utdanningsoppnåelse har, i likhet med gruppen med høyere inntekt, en tendens til å ha bedre tilgang til urbane grøntområder enn mindre privilegerte. Disse funnene er ikke til stede i denne studien, og studien har funnet at mennesker med høyere utdanning ikke har bedre tilgang til urbane grøntområder enn de med lavere utdanningsoppnåelse. Til den grad grønn rettferdighet er å ha tilgang til offentlige urbane grøntområder etter sosioøkonomisk status målt ved utdanningsoppnåelse ser forestillingen om grønn rettferdighet til å opprettholdes. Snarere enn å bidra til mønstre av ulikhet ser tilgang til grøntområder til en viss grad å kompensere for historiske ulikheter i byen hva gjelder utdanning. Andre faktorer kompliserer imidlertid funnene, og bildet er ikke så tydelig ettersom at inntekt og utdanning ser ut til å opptre annerledes. I flere tilfeller vil befolkningen i høyere inntektskvartiler også være en del av den høyere utdannede befolkningen, dvs. tilhøre gruppen som høyere utdanningsoppnåelse. I dette tilfellet ser derimot ikke dette ut til å være tilfellet. Snarere viser funnene at høyere utdannede grupper har dårligere tilgang til grøntområder enn gruppen med mindre utdanning, kontrollert for sosioøkonomisk status. Dette forholdet kan tilnærmes fra flere perspektiver. En forklaring kan være at høyere utdannede har andre bostedspreferanser som er av mer tett eller urban kvalitet, og tilsvarende kan gruppen velge og kompensere andre fasiliteter med generell grøntilgjengelighet. Videre, at de med høyest utdanning har best tilgang til disse de minste grøntområdene (boligrønt og nabolagsgrønt) er ikke så overraskende med tanke på at dette også er den utdanningsgruppen som har minst grøntilgjengelighet. Motsatt, at høyere utdanningsgrupper har en tendens til å ha dårligere tilgang til både marka og bydelsgrønt handler også sannsynligvis mye om hvor befolkningene bor. Dette skyldes muligens deres sentrale bosettelse, som også støttes med nettverksanalysen da disse grøntområdene har fått lavest skår på tilgang til grøntområder.

Forholdet bør sees i sammenheng med andre urbane kvaliteter som kanskje velges bort hvis det finnes et ønske om å "leve urbant", inkludert tilgang til tjenester som kafeer, butikker eller andre urbane tjenester rett rundt hjørnet. Det kan tenkes at mennesker med medium og høy utdanningsoppnåelse foretrekker å bo mer urbant på grunn av tilgang på urbane tjenester og fasiliteter, inkludert kulturtjenester og byliv passer inn i en urban livsstil. Disse funnene styrkes av Carlsen & Leknes (2021) som i sin studie av Oslo finner at høyere utdannede mennesker foretrekker å bo urbant på grunn av urbane fasiliteter, høyere lønn, gode karrieremuligheter og/eller muligheten til å finne en livspartner. Disse funnene kan også

samsvare med Suárez et al (2020) som finner at tilgangen på offentlig transport og andre fasiliteter fungerer som en kompensasjon på mindre tilgang til grøntområder.

Oslo har en høy andel innvandrere sammenlignet med andre norske byer. For personer med innvandrerbakgrunn har litteraturen en rekke ganger dokumentert dårligere grønttilgjengelighet i forhold til majoritetsbefolkningen (Joassart -Marcelli 2010; 2011; Johnson-Gaither 2011; Landry & Chakraborty 2009). For Oslo finner Suárez et al. (2020) at grunnkretser som har høyere andel innvandrere har mindre rekreasjonsarealer, mens for de grunnkretsene som har høyere andel høyinntektsbefolkninger er andel rekreasjonsarealer høyere. Denne studien fant imidlertid at ikke-vestlig innvandring i de fleste tilfeller positivt assosiert med tilgang til grøntområder – med unntak av nabogrønt og marka. I tillegg var innvandrerbefolkningen også positivt assosiert med grøntarealer per innbygger. Funnene her at ikke-vestlige innvandrere har mer tilgang til urbane grøntområder enn øvrig befolkning og har mer grøntarealer per innbygger, står derfor i kontrast til andre studier – også lokal empiri som har studert hovedstadens etniske minoriteter (Suárez et al. 2020).

Ulike funn kan skyldes flere forhold. En mulighet er metodologisk, og oppgavens studieområde kan være en mulig forklaring på hvorfor studiene ikke samsvarer. Mens det her kun ble inkludert det bebygde Oslos grunnkretser, inkludert Suárez et al. (2020) hele Osloregionen og inkluderer dermed både Oslo kommune og en rekke utvalgte omlandskommuner som ligger rundt hovedstaden. Samtidig inkluderer de flere variabler, inkludert boligtype, kjønn, opprinnelsesland (immigrant background), husholdningsstørrelse, antall barn under 18 år og yrke, noe som også kan virke inn på funnene. En annen forklaring kan være preferanser og bruk. Oslos innvandrerbefolkning ser ut til å foretrekke nabolag med grøntområder (Søholt & Lynnebakke 2015). Samtidig kan det kan til mønstre av etnisk boligsegregasjon som et resultat av lavere tilgang til et høypriset boligmarked samt andre faktorer som politikk og media (Andersson et al. 2017; Søholt & Lynnebakke 2015). Bjerke & Krange (2011) har tidligere forsket på effekten av sosial klasse og etnisitet har på turaktiviteter, og viser at færre etterkommere fra ikke-vestlige innvandrere og arbeiderklasseungdom er aktive turgåere sammenlignet med etnisk norsk middelklasseungdom. Breivik (2013) finner lignende forhold i sin studie som finner store sosiokulturelle forskjeller når det kommer til befolkningens fysiske aktiviteter generelt og friluftsliv spesielt (Breivik, 2013). Store andeler av hovedstadens ikke-vestlige innvandrerbefolkning bor i ytre by øst eller ytre by sør. Herfra er tilgangen til marka generelt

god. Disse funnene imidlertid ikke av regresjonsmodellene. Samtidig demonstrerer multi-kriterie-analysen en svært høy tilgang til marka i disse byområdene. Litteraturen viser ulik preferanse for minoritets- og majoritetsbefolkningen, og denne preferansen kan komme særlig til uttrykk den typen rekreasjonsområde marka representerer. I de tilfeller innvandrerbefolkningen har bedre tilgang til grøntområder kan det også skyldes en svakere preferanse blant denne befolkningen å bo i nærheten av disse type grøntområdene, noe som særlig kan være tilfellet ved marka. Disse funnene samsvarer med tilfellet i det nederlandske studiet av Buijs et al. (2009) som fant at bruk og opphold i naturlige områder ofte forbeholdes som en majoritetsbefolknings “white activity” som knyttes til kulturell ulikhet og studiet av Buijs et al. (2009) som viser preferanser for vedlikeholdte, ikke-urbane naturlige landskap. Kontrasterende har majoritetsbefolkningen oftere sterkere preferanser for å bo nær såkalt “hverdagsnatur” som en bynær Marka med skoglignende kvaliteter (Skar et al. 2018). I tillegg kan det tenkes at det å bo sentralt, og dermed tettere etter både infrastruktur og befolkning, kan se ut å tilby en rekke urbane tjenester som den høyere utdannede befolkningen kanskje prissetter høyere enn tilgang til større grøntarealer. Andre urbane kvaliteter er ekskludert fra denne analysen, men Suárez et al. (2020) finner at tilgang til urbane tilbud som nærhet til butikker og nærhet til offentlig transport ser ut til å vektlegges av enkelte befolkninger mer enn geografisk nærhet til grøntarealer. På denne måten kan det å ha tilgang til andre urbane tjenester kompensere for relativ lav tilgjengelighetsskår til grønt sammenlignet med øvrig befolkning (Suárez et al. 2020).

Når det kommer til alder, finner studien at både barn og eldre har bedre tilgang til grøntområder enn øvrig befolkning. Siden litteraturen understreker betydningen av disse aldersgruppene grønntilgjengelighet, inkludert tilgang til områder for rekreasjon i nærheten av egen bolig (Kabisch et al. 2017), er dette forholdet av positiv betydning. Generelt er dette to befolkninger litteraturen omtaler som mindre mobile ettersom at barn og unge gjerne er avhengige av andres mobilitet, som foreldre eller foresatte, for å komme seg rundt, også til lokale parker (for eksempel boliggrønt og nabolagsgrønt). De fordelene barn og unge får fra lek, sosialisering, sosial inklusjon og fysisk rekreasjon gjør at urbane grøntområder er særlig viktig for denne befolkningen (Dadvand et al. 2015; Seeland et al. 2009; Skar et al. 2016). Det er flere forhold som kan bidra til å forklare denne situasjonen. Videre viser flere studier forholdet mellom eldrebefolkningens helse og mengde tilgjengelig grøntareal. Kweon et al. (1998) finner at eldre voksne som bor i indre-by-nabolag opplever fordeler fra urbane grøntområder som ser ut til å promotere sosiale forhold og stedstilhørighet. Dette er særlig

viktig ettersom at sosial isolasjon er mer venlig blant eldre og kan bidra til en høyere dødelighetsrate, og her kan urban grønnstruktur bidra til mitigering av slike negative effekter (Steptoe et al. 2013). Samtidig demonstrerer de Vries et al. (2003) et positivt forhold mellom mengde grøntområder og selv-rapportert helse for eldre voksne, og Toussaint et al. (2015) finner at grøntområder spiller en rolle i sleep deficienciency og har sterkere effekt for eldre 65 år og over. Lignende studier for Oslo viser at eldre mennesker gir høyere verdier til de fleste av grøntområdets egenskaper enn yngre (under 40 år) (Suàrez et al. 2020). For eldrebefolkningen var bildet lignende for den yngre befolkningen, nemlig at eldre har eldre tilgang til grøntområder enn den voksne befolkningen. Gitt tenkelige mobilitetsutfordringer med økt alder, kan dette være positivt.

En mulighet til at barn og unge har bedre tilgang til grøntområder enn øvrig befolkning kan stamme fra foreldres ønske om å få mer plass og/eller råd, og at dette trigger utflytting fra den indre, tettere byen. Ønske om å gi barn en trygg oppvekst eller preferanser for tilhørighet til visse skolekretser kan sannsynligvis også påvirke. At eldrebefolkningen har bedre tilgang til total grøntilgjengelighet og grøntarealer per innbygger kan forstås ved hjelp av den metodologiske tilnærmingen studien har tatt, som allerede nevnt, at det kun undersøkes offentlig tilgjengelige grøntarealer. For eldrebefolkningen kan det innebære at de i mindre grad bor i eneboliger med mer nærvær av private grøntarealer og heller i leiligheter med offentlige utearealer. Det kan for eksempel tenkes at etter hvert som voksne trer inn i en ny livsfase som «eldre» går ønsket fra å bo i hus med hage til å bo i leilighet som krever mindre husstell inne og ute. Det kan deretter følge at etter hvert som barna i husholdningen flytter ut blir behovet mindre for større boenheter, som igjen kan forsterk forestillingen om å gå fra større til mindre boareal. Imidlertid får ikke eldre tilgang til mer (faktisk) grønt hvis de flytter fra enebolig eller rekkehus med hager til leiligheter eller fra lav tetthet til høyere tetthet, men siden denne oppgaven kun undersøker offentlige tilgjengelige grøntområder blir ikke private hager og annet privat grønt inkludert. Det er derfor en mulighet til at funnet kan demonstrere et mindre nyansert og komplekst forhold.

Når det kommer til andelen trangbodde husholdninger fant denne studien en positiv assosiasjon, noe som betyr at den trangbodde befolkningen har bedre tilgang til grøntområder enn ikke-trangbodde. I tillegg til å ha bedre total grøntilgjengelighet opplever den trangbodde befolkningen å ha en høyere tilgang til grøntarealer per innbygger. Det er viktig for befolkningen å ha tilgang til grøntområder generelt, men kanskje blir dette funnet som

understreker at de har bedre tilgang til høyere grøntarealer per innbygger i Oslo sentralt fordi det sier noe om befolkningens muligheter til å ikke bare ha tilgang, men at befolkningen faktisk har høyere tilgang til grøntarealer per innbygger enn befolkningen som ikke er trangbodd. Assosiasjonen ser imidlertid å være svak, men er likevel positiv. Gitt disse funnene styrkes forventningen om at grønn rettferdighet er tilstedeværende i forholdet mellom grøntarealer per innbygger og trangboddhet. To forklaringer som kan bidra til å forstå dette bildet. For det første bor trangbodde husholdninger i større grad i blokker og bygårder (Brattbakk 2020). For det andre kan selve lokaliseringen av mindre boenheter, som leiligheter, bidra til å forklare dette forholdet (Brattbakk 2020). Disse funnene ble imidlertid ikke funnet i denne studien.

Det er sentralt å anerkjenne de ulike samfunnsgruppenes grøntbehov, og viktigheten av en mangfoldig og heterogen grønnstruktur i både funksjon og struktur. Dette kan potensielt bidra til en anerkjennelse av samfunnsgruppers forskjellige behov og preferanser, som igjen kan bidra til økt anerkjennelsesrettferdighet. Samtidig er det viktig å reflektere over hvordan ulike sosial gruppers deltakelse og anerkjennelse faktisk er og oppleves i det bredere samfunnet. Det å studere grønnstilgjengelighet på grunnkrets nivå fører til store aggregeringer av individdata, og kan overse relevante forhold som bidrar til å gjøre et grøntområde mer eller mindre tilgjengelig for et individ eller befolkningsgruppe. Mer presist bør man prøve å undersøke hvordan bruk og deltakelse i grøntområder for sårbare grupper faktisk oppleves. Hvis det er slik at mer sårbare grupper føler på en mindre generell aksept for bruk av offentlige utearealer vil en reell tilgang ha mindre å si. Sett disse funnene gjort her i lys av dette kan det hende at sårbare individer ikke opplever å ha like god tilgang som ble funnet her, og at studiene overestimerer tilgang, uansett om tilgangen er geografisk reell eller opplevd. Forhold som kan påvirke dette innebærer ulike trygghets- og sikkerhetsfaktorer, samt stedstilørighet og sosial kohesjon. Imidlertid har denne studien behandlet alle offentlige tilgjengelige grøntområder under ett uten hensyn til slik sensitivitet, noe som kan begrense analysens funn.

Forskjeller i grønnstilgjengelighet etter sosioøkonomisk status er imidlertid svært kontekst- og stedsspesifikke. For eksempel fant ikke Mouratidis (2020) noen vesentlige forskjeller i tilbudet av grøntarealer mellom bydeler etter ulik sosioøkonomisk status for Oslos befolkning. Mouratidis (2020) undersøker fysiske nabolagskarakteristikker og hevder at, når det gjelder lokale fasiliteter, kollektivtransport og grøntarealer er ikke vanskeligstilte bydeler

underprivilegerte, men at opplevde nabolagskarakteristikker evaluert av naboene selv er negativt assosiert med nabolagets deprivasjon. Samtidig foreslås det at vanskeligstilte nabolag har høyere opplevd støy og lavere opplevd sikkerhet, renslighet, estetisk kvalitet, omdømme og plasstilknytning. Konkluderende hevder Mouratidis (2020) at selv i tilfeller når slike urbane tjenester, inkludert grøntområder, er jevnt fordelt, kan innbyggerne fortsatt oppleve lavere tilfredshet med nabolaget gitt ulikhet i nabolagskvaliteter – inkludert oppfattet støy, sikkerhet og stedstilhørighet.

Til en viss grad ser det dermed ut at Osloborgernes preferanser stemmer overens med den urbane grønnstrukturen, og at innbyggerne stort sett bor i nærheten av foretrukket grøntområder (Suàrez et al. 2020; Massoni et al. 2018). I analysen av tilgang til marka som avhengig variabel viste modellen at ikke-vestlig innvandrerbefolkning har lavere tilgang. På den ene siden, skyldes dette etnisk boligsegregasjon bidrar disse funnene til å belyse eksisterende ulikhetsmønstre. På den andre siden kan det skyldes en svakere preferanse blant innvandrere å bo i nærheten av disse type grøntområdene, noe som særlig kan være tilfellet ved marka. På den ene siden kan dette tyde på at menneskers preferanser tilpasses etter nabolaget de bor i og på den andre siden kan det tyde på at mennesker selv-selekterer nabolag og bolig etter egne allerede eksisterende preferanser (Suàrez et al. 2020). Her følger det at mennesker som bor i områder med mindre fordelte grøntområder og mindre grøntarealer per innbygger – høyere grønttetthet, ikke nødvendigvis er et miljørettferdighetsproblem (Suàrez et al. 2020). Dette er gitt at mennesker, til en viss grad, tilpasser seg eller selv velger ut lokale habitatkvaliteter og den relativt høye grønttilgjengeligheten som finnes på tvers av Oslos grunnkretser. Dette støttes av lokal empiri som viser at Oslos grøntområder generelt inneholder de karakteristikkene som befolkningen foretrekker (Massoni et al. 2018).

6.2. Studiets begrensninger

Til tross for at dette studiet har mange styrker, er det flere begrensninger som bør vurderes i lys av funnene. At studien kun studerer gangbar tilgang til grøntområder, kan representere flere begrensninger. For det første kan det bety at studiene undergraver viktigheten av tilgang til annen blå eller grønn struktur som ikke er gangbar, inkludert direkte utsikt fra bolig. Flere studier har funnet at tilgang til grøntområder ikke nødvendigvis korresponderer med eksponering for naturlige områder (Jarvis et al. 2020). Dette har blitt regnet som en

forutsetning ved i denne studien, men kan bidra til å overestimere befolkningens bruk eller fordeler ved tilgang til grøntområder ettersom at høy tilgang er svakt korrelert med eksponering for naturlig grøntarealer, samtidig som at tilgang og eksponering betydelig forbindes med nivå av marginalisering (Jarvis et al. 2020). For det andre kan det innebære en potensiell fallgrube ettersom at gangbar tilgjengelighet til urbane tjenester ekskludere andre former for transport. At gangbar fremkommelighet var utgangspunktet for analysen ble valgt fordi det er en forutsetning av man kan nå studieobjektene innen en hvis gåavstand. I tillegg kan man komme lengre unna hvis man sykler enn man kan når man går på samme tid, noe som betyr at man får tilgang til grøntområder lengre unna. Men dette har ikke denne studien tatt hensyn til. Dette er imidlertid standarden i empirien når man undersøker tilgjengelighet til grøntområder og ble regnet som plausibelt.

Hva gjelder metodologiske begrensninger er det tenkelig at rekke metodevalg som har blitt gjort har gitt konsekvenser til funnene. Et eksempel inkluderer tilgang til marka målt ved bruk av inngangspunkter forstått som formelle eller uformelle veier og stier som er synlig på kartet. På den ene siden har muligens flere større boligområder som ligger inntil markagrensen ikke direkte tilgang til marka og må gå lengre for å nå et inngangspunkt. Dette inkluderes av definisjonen av «tilgang til marka» som har blitt valgt i denne studien. På den andre siden er det mulig at flere mennesker benytter seg av markas inngangspunkter som ikke er synlig på kartet, som kan bety at denne studien har underestimert faktisk tilgang. Dette kan også være tilfellet for andre grøntområder. På den andre siden har det ikke blitt skilt mellom to type innganger for større grøntområder, nemlig de grøntområdene som er tilgjengelige fra alle kanter og uten restriktive inngangspunkter, og de grøntområdene som har dedikerte innganger og kan være inngjerdet eller ha andre former for restriksjoner. Kontrasterende ble det her skilt mellom bruk av sentroider versus inngangspunkter for større og mindre grøntarealer etter forslag fra tidligere litteratur. Å bruke sentroider for mindre parker er forsvarlig, men kan være problematisk ved større arealer. Samtidig har flere studert denne forskjellen og funnene er inkonsistente, som demonstrert i metoddelen. Her ble det kun vurdert til at de største kategoriene skulle ta i bruk inngangspunkter, så de to minste kategoriene boliggrønt og nabolagsgrønt ble behandlet med sentroider i nettverksanalysen. Dette er imidlertid kontekstuell og hva som er riktig for en by eller et individ er nødvendigvis ikke riktig for en annen by eller et annet individ.

En annen metodisk begrensning inkluderer valg av tilnærming for å måle romlig tilgjengelighet. Dette inkluderer valget mellom euklidsk rettlinjebuffer versus service-area nettverksanalyse. Til tross for analysens fordeler har service area-nettverksanalyse enkelte begrensninger. En begrensning inkluderer programvarens egne begrensning; håndtering av mange fasiliteter. I dette tilfellet, hvor antall grøntområder i utgangspunktet oversteg 1000 ulike verdier, men ble til slutt rundt 980 grunnet ekskludering av de minste grøntarealene under 1000m², var det i utgangspunktet nødt til å kjøre ulike analyser for deretter å merge disse sammen ettersom at programvaren ikke tillater mer enn 1000 fasiliteter. Dette er både tidskonsumerende og innebærer fare for at programvaren kan krasje. En mulig omgåelse av til utfordring kunne vært å arbeide med rasterdata og heller lage en least-cost nettverksanalyse. De fleste nettverksanalyser vil derimot slite med samme begrensning; de går ut fra en forutsetning om at mennesker går til den første og beste fasiliteten tilgjengelig i rommet. Tidligere studier har allerede bekreftet at mennesker ikke nødvendigvis beveger seg til nærmeste grøntområde fra egen bolig – både i reisetid og kostnad. Dette kan representere en realitet for en rekke befolkningsgrupper, fra foreldre og foreldre som går lengre for å komme til et grøntområde som har lekeplasser til barna, for innbyggere i sårbare nabolag hvor grøntområder ligger i områder eller selv preges av lite vedlikeholdt eller sikkerhetsutfordringer. I tillegg har litteraturen også anerkjent ulike samfunnsgruppers bruk og preferanser for ulike type grøntområder. Virkeligheten er ikke svart-hvitt, men snarere mer kompleks enn det denne oppgaven muligens har tatt høyde for. Med andre ord, det er vanskelig å kvantitativt beregne hvor mye grøntområder betyr for forskjellige samfunnsgrupper og hvordan den faktiske tilgangen til grøntområder oppleves for det enkelte individ. Forskningsmetoden som ble brukt her kan derfor ikke fange opp disse mønstrene og representerer som sådan en begrensning. Inkludering av andre forskningsmetoder som kvalitative dybdeintervjuer kunne ha bidratt til å bedre forstå hvilke valg mennesker gjør for å ta i bruk ulike grøntområder snarere enn å gå ut fra en forutsetning om at

Med hensyn til den grønne rettferdighetsutfordringen kan dette også være et godt utgangspunkt for å etterstrebe sosial bærekraft i byplanleggingen. Krellenberg et al. (2014) finner at det lavere sosioøkonomiske sjiktet er villig til å reise en lengre avstand for å besøke parken de ønsker, mens andre finner at de hovedsakelig frekventerer i nærmere og dårligere vedlikeholdte grøntområder (Ravenscroft & Markwell 2000). Menneskers villighet til å forflytte seg for å bruke et spesifikt grøntområde er med andre ord vanskelig å kontrollere for, men litteraturen sår tvil ved antagelse om at mennesker bruker sitt nærmeste grøntområde (Jarvis et al. 2020). Konsekvensielt kan dette representere begrensninger ved funnene

ettersom at denne forutsetningen også er lagt til grunn ved dette studiet. Her er det særlig viktig å forstå behovene til de gruppene som har dårligst grønntilgjengelighet. En ytterligere metodisk skjevhet som kan ha resultater for funn inkluderer bruken av nettverksanalyse *ut fra* grøntområdet. For store grøntarealer med inngangspunkter kan det derfor se ut som om områder som ligger nærmere har dårligere tilgjengelighet enn hva som faktisk er tilfellet. Dette gjelder særlig for de større grøntområdene som skogsområdene i ytre by sør.

Til tross for en voksende litteratur om grønntilgjengelighet finnes det ingen bransjestandard eller konsensus for hvordan man skal måle tilgang til grøntområder noe som har resultert i at tidligere studier viser forskjellige, og i noen tilfeller, inkonsistente funn (Heo et al. 2021; Wolch et al, 2014). Majoriteten av studier har brukt GIS for å måle grønntilgjengelighet (Oh & Jeong, 2007; Sister et al. 2010; Talen 1997). Imidlertid, å ha geografisk tilgang fra bolig til grøntområder isolert sett fanger sannsynligvis ikke den fulle effekten grøntarealer har på ulike forhold, f.eks. folkehelse og fysisk aktivitet, ettersom at bruk av grøntområder avhenger av de grønne rommenes tilbud og egenskaper (Wolch et al. 2014). Flere forhold kan på denne måten holdes skjult. For det første, ikke alle grøntområder er åpne til alle tider, noe som gjør de mindre tilgjengelighet for den generelle offentligheten. Et eksempel på dette er Botanisk hage på Tøyen som i utgangspunktet er åpent for offentligheten, men har restriksjoner i form av åpningstider. Åpningstidene for sleve hagen er mandag-søndag 07-21, men flere av de spesielle hagene har kortere åpningstider, inkludert Fjellhagen og Dufthagen som har er åpne mellom 07-17. For det andre, i lys av dette, ble heller ikke kvaliteten på grøntområdet inkludert i studien har. Gitt at litteraturen finner bevis for at sårbare nabolag oftere kan oppleve tilgang på grønnstruktur av lavere kvalitet vedvarer dette som en begrensning, særlig med tanke på at studiet har som formål å belyse et potensielt grønt urettferdighetsproblem.

Andre begrensninger inkluderer mulig bruk av MAUP da det ble brukt aggregert data fra delbydelsnivå på grunnkrets nivå. I tillegg kan det være fare for MAUP ved bruk av sentroider, inkludert, administrative målefeil. Videre, hva gjelder økologisk feilslutning, er det fare for at det har blitt trukket konklusjoner om individer basert på hele grunnkretsen. At det her har blitt brukt den administrative enheten grunnkrets kan muligens også representere en metodisk svakhet med konsekvenser for funn. En annen mulighet kunne ha vært å bruke rutenettverk (250m x 250m), og det var utgangspunktet for forskningen, men det ble ikke mulig på grunn av utfordringer ved dataen. Bruk av rutenettverk muliggjør svært

detaljert statistisk analyse. Slik kunne også utfordringen ved både MAUP og økologisk feilslutning blitt mindre.

7. Konklusjon

Etter å ha utført 3 ulike analyser, en deskriptiv analyse, en romlig nettverksanalyse og åtte regresjonsanalyser er det tydelig at det er et forhold mellom grønnstilgjengelighet og sosioøkonomisk status. Metodologien anvendt i denne studien tillot en vurdering av grøntområders rolle etter ulike hierarkiske størrelseskategorier, og dermed kunne ulike perspektiver og detaljnivåer etter størrelse på grøntarealet bli studert. Snarere enn å kun adressere total fordeling skiller forskningen seg fra majoriteten av studier innenfor grønnstilgjengelighet ved å vurdere fordeling og tilgjengelighet til urban grønnstruktur gjennom å både studere total grønnstilgjengelighet og tilgang til x type grøntområde etter kategori. I tillegg ble det inkludert en analyse av tilgang til grøntarealer per innbygger for å undersøke hvordan gangbar tilgang så ut for de ulike grunnkretsene. Denne metodologien og tilhørende resultater kan bli brukt av planleggere og politiske beslutningstakere som et kunnskapsgrunnlag for videre evalueringer av Oslos grøntområder. På denne måten kan forståelsen av ulike nabolags dekning bli studert nøyere, samt fordelingen av etterspørsel og belastning på grøntarealene. Slik svarer også oppgaven på spørsmål om hvilke områder i byen som har redusert tilgjengelighet og/eller som lider av mangel på grøntområder, både etter nivåer for potensiell belastning og geografisk nærhet. Med denne kunnskapen kan planleggere og beslutningstakere bedre utstyres til å ta rettferdige og grønne beslutninger for alle befolkningsgrupper.

7.1. Tilgang til Oslos grønnstruktur etter sosioøkonomisk status

I denne oppgaven har det blitt viet særlig stort fokus på hvordan grønnstilgjengelighet blir påvirket av sosioøkonomisk status. Generelt har fenomenet blitt forutsatt antatt på bakgrunn av tidligere empiri, at det finnes en forskjell mellom tilgang til grøntområder etter sosioøkonomisk status, og at denne forskjellen øker med grøntkategori etter størrelse. Første forskningsspørsmål er gjengitt nedenfor:

Forskningsspørsmål 1: Hvordan er tilgangen til grøntområder romlig distribuert i Oslo etter sosioøkonomisk status?

For total grønntilgjengelighet har studien funnet tegn til at både gruppen med medium og høy utdanning har dårligere tilgang til Oslo grøntområder enn befolkningen med lavere utdanning. Kontrasterende viser bildet noe annet når man studerer inntekt, og vi finner at alle høyere inntektskvartil i forhold til laveste inntektskvartil har bedre tilgang til grøntområder. Videre ser det ut til at barn og unge har bedre tilgang til grøntområder enn den voksne befolkningen, og disse funnene gjelder også for eldrebefolkningen. I tillegg har studien funnet at, når det gjelder total grønntilgjengelighet, har innvandrerbefolkningen bedre tilgang til grøntområder enn den øvrige norske befolkningen. Dette er også tilfelle for andelen trangbodde husholdninger i Oslo; de har bedre tilgang til grøntområder – forholdet er dog svakt.

Når det gjelder den første hypotesen ($H_0: 1$), at det ikke finnes noen forskjell mellom tilgang til grøntområder etter sosioøkonomisk status, viser funnene fra den multivariate lineære modellen en F-verdi på 18,931 og en Prob(F) på 0,00. Det er 0 av 100 sannsynlighet for at regresjonsparametrene er null, og innebærer at i det minste noen av parameterne ikke er null og at regresjonslinjen har en viss gyldighet. Med andre ord er modellens uavhengige variabler ikke helt tilfeldige i utfallsvariabelen. Med dette kan den første nullhypotesen ($H_1: 0$), forkastes og den alternative hypotesen om at *det er forskjell* mellom tilgang til grøntområder etter sosioøkonomisk status.

Når det gjelder grøntområder etter type x kategori er funnene imidlertid mindre tydelige. Generelt er funnene relativt like for de minste grøntområdene, boliggrønt og nabolagsgrønt. Modellene viser at de med høyest utdanning har best tilgang til disse type grøntområdene. Dette bildet stemmer også for inntekt, og i disse to tilfellene har de som har høyere inntekt bedre tilgang til grøntområder. For boliggrønt har den trangbodde befolkningen mindre tilgang, men dette er ikke tilfellet for nabolagsgrønt. For nabolagsgrønt har innvandrerbefolkningen dårligere tilgang, mens bildet er motsatt for boliggrønt. Både eldre og yngre har bedre tilgang til de to minste type grøntområdene enn øvrig befolkning. Funnene er med andre ord for de to minste grøntkategoriene relativt inkonsistente. For de to midterste grøntområdene, kvartalsgrønt og delbydelsgrønt, er funnene også blandet. For begge de hierarkiske kategoriene har barn og unge og eldrebefolkningen bedre tilgang til grøntområder. I tillegg har innvandrerbefolkningen høyere grønntilgjengelighet enn

majoritetsbefolkningen til både kvartalsgrønt og delbydelsgrønt. Kontrasterende har gruppen med høyest utdanning bedre tilgang enn gruppen med lavest for kvartalsgrønt, mens for delbydelsgrønt har både gruppen med medium og høyest utdanning dårligere tilgang. Hva gjelder inntekt har alle høyere inntektskvartiler dårligere tilgang til grøntområder enn laveste inntektskvartil for kvartalsgrønt, mens bildet er motsatt for delbydelsgrønt; her har de som tjener mer også bedre tilgang til denne type grønt. Videre, hva gjelder den trangbodde befolkningen, ser det ut til at de har dårligere tilgang til delbydelsgrønt, men bedre tilgang til kvartalsgrønt. Til slutt, for de to største grøntkategoriene bydelsgrønt og marka, har modellene vist en generell trend om at høyere utdanningsgrupper har en tendens til å ha dårligere tilgang til begge typer grønt (med unntak av gruppen med medium utdann som har bedre enn lav utdanning for bydelsgrønt). For inntekt er bildet ganske tydelig; høyere inntektsgrupper bedre tilgang til marka i forhold til lavinntektsbefolkningen, og for tilgang til bydelsgrønt har de to øverste inntektsgruppene best tilgang. Begge alderskategoriene har bedre tilgang til de to største grøntkategoriene. Innvandrerbefolkningen har bedre tilgang til bydelsgrønt, men dårligere tilgang til marka. For den trangbodde befolkningen er bildet omvendt.

Når det gjelder den andre nullhypotesen ($H_0: \gamma = 0$), at det er ikke er en forskjell i tilgang til grøntområder etter sosioøkonomisk status ikke øker parallelt med grøntområdets hierarkiske kategori, bygges den opp av de seks modellene under. Disse er logistiske, og vi ser til kjikvadratet; $Prob > chi2$ er sannsynligheten for å oppnå kjikvadratstatistikken gitt at nullhypotesen er sann. Altså er det sannsynligheten for å få "*Chi-square*"-statistikken hvis det faktisk ikke er noen effekt av forklaringsvariablene samlet sett på utfallsvariabelen. $prob > chi2$ -verdien for den overordnede modellen er en test av den felles nullhypotesen om at alle regresjonskoeffisientene (annet enn konstantleddet) er null. For det første har tilgang til boliggrønt (Y) en kjikvadratstatistikk på 11,933 og en $Prob > chi2$ på 0,217. Modellen er altså ikke statistisk signifikant. Alle de andre binære logistiske modellene er statistisk signifikant med en $Prob > chi2$ på 0,000; tilgang til nabolagsgrønt (Y) har en kjikvadratstatistikk på 44,751; tilgang til kvartalsgrønt (Y) har en kjikvadratstatistikk på 60,460; tilgang til delbydelsgrønt (Y) har en kjikvadratstatistikk på 119,147; tilgang til bydelsgrønt (Y) har en kjikvadratstatistikk på 94,328; og tilgang til marka (Y) har en kjikvadratstatistikk på 171,722. Bildet er med andre ord relativt inkonsistent, og det er ikke et tydelig forhold mellom økt dårligere tilgang til grøntområder etter sosioøkonomisk status

parallelt med grøntarealets hierarkiske kategori. Følgende kan vi beholde nullhypotesen ($H_1: 0$).

7.2. Belastning på Oslos grønnstruktur etter sosioøkonomisk status

Som et forsøk på å ytterligere undersøke underliggende forhold med en potensiell ulikhetsdimensjon har belastning på grønnstrukturen blitt inkludert i analysen med forskningsspørsmålet nedenfor:

Forskningsspørsmål 2: Til hvilken grad har Oslos grøntområder potensiell (over)belastning, og hvordan får dette romlige uttrykk?

Funnene viser et likt mønster for tilgjengelige grøntarealer per innbygger i Oslo som modellen for total grønntilgjengelighet gjør. For det første viser modellen at gruppen med høyere utdanning har dårligere tilgang til grøntarealer per innbygger. Motsatt har gruppene i høyere inntektskvartiler bedre tilgang til grøntarealer per innbygger i forhold til laveste inntektskvartil. Dette stemmer også for alder; både barn og eldre har bedre tilgang til grøntarealer per innbygger. Samme mønster ser ut til å påvirke den trangbodde befolkningen og innvandrerbefolkningen, og sammenlignet med befolkningen som ikke er trangbodd eller innvandrerbefolkningen, har begge disse gruppene bedre tilgang til grøntarealer per innbygger.

Når det gjelder den tredje nullhypotesen ($H_0: 3$), at det ikke finnes noen forskjell mellom belastning på Oslos grøntområder etter sosioøkonomisk status, viser funnene fra den multivariate lineære modellen en F-verdi på 19,980 og en Prob(F) på 0,00. Det er med andre ord 0 av 100 sannsynlighet for at regresjonsparametrene er null, og innebærer at i det minste noen av parameterne ikke er null og at regresjonslinjen har en viss gyldighet – altså er ikke modellens uavhengige variabler helt tilfeldige i utfallsvariabelen. Også her kan vi forkaste nullhypotesen ($H_1: 0$) og akseptere den alternative hypotesen. Det er med andre ord en forskjell mellom belastning på Oslos grøntområder etter sosioøkonomisk status.

7.3. Betydningen av funnene

Kort oppsummert er hovedfunnene i denne studien viser en tendens til inkonsistens, og det har blitt funnet mønstre som både stemmer overens med grønn rettferdighet og grønn urettferdighet. På den ene siden opplever ikke-vestlige innvandrere, gruppen med lavest utdanning og den trangbodde befolkningen å både ha bedre generell tilgang til grøntområder og fler grøntarealer per innbygger enn øvrig. På den andre siden, hva gjelder grønn urettferdighet, opplever høyere inntektsgrupper i alle tilfeller å ha bedre tilgang til både fler grøntarealer per innbygger og høyere generell tilgang til grøntområder i Oslo. Andre forhold, for eksempel for alder og trangboddhet viser tendenser til å bidra til forestillingen om grønn rettferdighet. Samtidig kompliseres bildet ytterligere når man studerer total grøntilgjengelighet og grøntarealer per innbygger, kontra tilgang til x type grøntkategori. Gitt disse funnene ser det ut til at det, samtidig som at det finnes en forskjell i tilgang til grøntområder etter sosioøkonomisk status, antyder ikke funnene til en situasjon av totalt fravær av grønn rettferdighet, til tross for at flere underliggende mønstre, som inntekt, bidrar til å styrke antagelsen om et potensielt urettferdighetsproblem i Oslo, Norge. Disse samme mønstrene ser ut til å også gjelde for forholdet mellom grøntarealer per innbygger og sosioøkonomisk status. Det er godt dokumentert at hovedstaden preges av ulikhetsmønstre, noen mer synlige og andre mer usynlige. Når det kommer til om det finnes et potensielt urettferdighetsproblem i hovedstaden målt etter tilgang til grøntområder og grøntarealer per innbygger etter sosioøkonomisk status, ser resultatene splittet ut. Enkelte sårbare grupper opplever en dårligere tilgang til grøntarealer per innbygger, som lavinntektsgruppen, mens andre opplever en bedre tilgang, som innvandrere, lavutdannede samt barn og eldre. Fordelingsrettferdighet spiller en sentral rolle her. Siden befolkningen har høy absolutt grøntilgjengelighet minskes imidlertid de utfordringene som denne studien har vist.

Hvordan Oslos grøntilgjengelighet fordeles etter sosioøkonomisk status sier med andre ord ikke noe om funksjonen eller kvaliteten på grønnstrukturen, og dette forholdet kan adresseres videre. Funnene fra denne studien kan dermed tilby en pekepinn for mulige nye policyintervensjoner for å sikre videreutviklingen av en grønn og sosial rettferdig by som treffer satte krav til byutviklingen. For å møte hovedstadens urbane bærekraftighetsstrategier og videreføre visjonen om en grønn by må lokale myndigheter, politiske beslutningstakere og planleggere fortsette å tilnærme urbane grøntområder. Det bør etterstrebes at de fordelene grøntområder tilbyr når hele den urbane befolkningen, og særlig viktig er det at policyintervensjoner etterstreber å møte de allerede sårbare befolkningsgruppene. For at dette skal være mulig bør planlegging og utvikling av urban grønnstruktur ta form gjennom

tverrfaglige- og sektorielle samarbeid. Samtidig må ikke rollen til lokalbefolkningens deltakelse i videre utforming av grøntområder ignoreres og for å sikre at alle befolkningsgruppers behov og preferanser møtes.

7.4. Anbefalinger til videre studier

Til tross for de resultatene som er funnet her er det nødvendig med ytterligere undersøkelser av forholdet mellom grønnstilgjengelighet og sosioøkonomisk status. Videre forskning bør bedre prøve å fange opp heterogeniteten i grønnstrukturen ved å undersøke hvilke virkninger ulike grøntarealer har på forskjellige sårbare befolkninger. Det er en mangel på forskning på heterogene grøntområder, altså som undersøker ulike type grøntområder etter naturtype og hvordan disse påvirker ulike befolkninger, særlig sårbare befolkninger (Jarvis et al. 2020). I denne sammenheng kan det være interessant å studere kvaliteten på grøntområdet etter sosioøkonomisk status ettersom at tidligere empiri finner en positiv assosiasjon mellom lav-kvalitets grøntområder og nabolag av lavere sosioøkonomisk status. Videre studier kan undersøke hvorvidt det finnes en slik sammenheng i Oslo.

Andre anbefalinger å studere forskjellen mellom tilgang og preferanser for bruk av grøntområder. Fremtidig forskning kan videre analysere både offentlige og private grøntområder for å undersøke om noen sosioøkonomiske grupper har bedre tilgang til grøntområder og hvorvidt miljørettferdighet faktisk eksisterer i Oslo. Dette kan være særlig interessant gitt at byen har en høy andel private hager og eksklusive grøntområder. Samtidig kan en inkludering av private grøntområder sannsynligvis demonstrere andre mønstre av tilgang som ikke har blitt avdekket før. En inkludering av både offentlige og private grøntområder kan derfor være å anbefale til videre studier i lys av grønn rettferdighet. For eksempel, selv om befolkningen med medium og høyere utdanning har dårligere tilgang til offentlige grøntområder målt her, kan det tenkes at de har bedre forhold til private grøntområder. Dette fanges imidlertid ikke opp her og vedvarer som en anbefaling til videre studier. Andre tilnærminger til grønnstilgjengelighet kan testes for å undersøke om det gir betydelige forskjell i funnene, blant annet ved å ikke begrense grønnstrukturen til Oslos kommunegrense. For eksempel kan en inkludering av tjenesteområder til grønnstrukturen utenfor hovedstadens administrative enheter gjennomføres med den forutsetningen om at mennesker ikke beveger seg på samme måter som administrative enheter gjør

Dette gjelder også for den faktiske målingen av tilgjengelighet. I tillegg kan videre studier også inkludere flere variabler som boareal, boligtype, boforhold og eventuell tilgang på feriehus- eller hytter. Det kan tenkes at mennesker som har mer plass å boltre seg på i hjemmet eller i større grøntområder rundt en fritidsbolig ikke nødvendigvis har like stort behov for tilgang til nære grøntområder som de som ikke har dette privilegiet. Å heve kunnskapsnivåene om hvilke faktorer som påvirker en potensiell miljørettferdighet, og hvordan dette gapet i grønntilgjengelighet kan brukes som et utgangspunkt i videre studier i litteraturen om grønn rettferdighet. Samtidig gjenspeiles ikke nødvendigvis alle Osloborgeres hverdagslige realitet når det kommer til grønntilgjengelighet i denne studien, men de funnene og metodologiske tilnærmingene som har blitt gjort kan videreutvikles til å brukes i fremtidige studier av urban, grønn rettferdighet.

8. Bibliografi

- Agyeman, J., Bullard, R. & Evans, B. (2003). Just Sustainabilities: Development in an Unequal World. *International Journal of Sustainability in Higher Education*, 4(3), 280. <https://doi.org/10.1108/ijshe.2003.24904cae.002>
- Agyeman, J., Schlosberg, D., Craven, L., & Matthews, C. (2016). Trends and Directions in Environmental Justice: From Inequity to Everyday Life, Community, and Just Sustainabilities. *Annual Review of Environment and Resources*, 41(1), 321–340. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-110615-090052>
- Akbari, H., Pomerantz, M., & Taha, H. (2001). Cool surfaces and shade trees to reduce energy use and improve air quality in urban areas. *Solar Energy*, 70(3), 295–310.
- Akpınar, A. (2016). Factors influencing the use of urban greenways: A case study of Aydın, Turkey. *Urban Forestry & Urban Greening*, 16, 123–131. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.02.004>
- Alameen, E.M. & Ramadan, F.S. (2015). Geographical information systems applications using cloud computing technology. *Journal of Physiological Anthropology and Applied Human Science* (27), 1–13.
- Anguelovski, I., Connolly, J. J. T., Masip, L., & Pearsall, H. (2018a). Assessing green gentrification in historically disenfranchised neighborhoods: a longitudinal and spatial analysis of Barcelona. *Urban Geography*, 39(3), 458–491. <https://doi.org/10.1080/02723638.2017.1349987>
- Anguelovski, I., Connolly, J. J., Garcia-Lamarca, M., Cole, H., & Pearsall, H. (2019). New scholarly pathways on green gentrification: What does the urban ‘green turn’ mean and where is it going? *Progress in Human Geography*, 43(6), 1064–1086. <https://doi.org/10.1177/0309132518803799>
- Anguelovski, I., Connolly, J., & Brand, A. L. (2018b). From landscapes of utopia to the margins of the green urban life. *City (London, England)*, 22(3), 417–436. <https://doi.org/10.1080/13604813.2018.1473126>
- Annerstedt van den Bosch, M., Mudu, P., Uscila, V., Barrdahl, M., Kulinkina, A., Staatsen, B., Swart, W., Kruize, H., Zurlyte, I., & Egorov, A. I. (2016). Development of an urban green space indicator and the public health rationale. *Scandinavian Journal of Public Health*, 44(2), 159–167. <https://doi.org/10.1177/1403494815615444>
- Apparicio, Abdelmajid, M., Riva, M., & Shearmur, R. (2008). Comparing alternative approaches to measuring the geographical accessibility of urban health services:

- Distance types and aggregation-error issues. *International Journal of Health Geographics*, 7(1), 7–7. <https://doi.org/10.1186/1476-072X-7-7>
- Artmann, M., Chen, X., Iojă, C., Hof, A., Onose, D., Poniży, L., Lamovšek, A. Z., & Breuste, J. (2017). The role of urban green spaces in care facilities for elderly people across European cities. *Urban Forestry & Urban Greening*, 27, 203–213. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.08.007>
- Barton, J., & Pretty, J. (2010). What is the Best Dose of Nature and Green Exercise for Improving Mental Health? A Multi-Study Analysis. *Environmental Science & Technology*, 44(10), 3947–3955. <https://doi.org/10.1021/es903183r>
- Benkler, Y. & Nissenbaum, H. (2006). Commons-based Peer Production and Virtue. *The Journal of Political Philosophy*, 14, 394–419.
- Blanco, H., Alberti, M., Forsyth, A., Krizek, K. J., Rodríguez, D. A., Talen, E., & Ellis, C. (2009). Hot, congested, crowded and diverse: Emerging research agendas in planning. *Progress in Planning*, 71(4), 153–205. <https://doi.org/10.1016/j.progress.2009.03.001>
- Błaszczak M., Suchocka M, Wojnowska-Heciak M, Muszyńska M. 2020. Quality of urban parks in the perception of city residents with mobility difficulties. *Peer J8*, p. e10570. <https://doi.org/10.7717/peerj.10570>
- Boone, C., Buckley, G., Grove, M. & Sister, C. (2009). Parks and People: An Environmental Justice Inquiry in Baltimore, Maryland. *Annals of The Association of American Geographers*, 99. 767-787. <https://doi.org/10.1080/00045600903102949>
- Bourdeau, P. & Stanners, D. (1995). *Europe's environment: the Dobryś Assessment* (p. 676, ill.). Office for Official Publications of the European Communities.
- Brattbakk, I. (2020). Trangboddhet og barnefamiliers hverdagsliv i koronaens tid. *Tidsskrift for boligforskning*, 3(1), 7–31. <https://doi.org/10.18261/issn.2535-5988-2020-01-02>
- Breivik, G. (2013). *Jakten på et bedre liv: Fysisk aktivitet i den norske befolkning 1985–2011*. Universitetsforlaget AS.
- Bryson, J. (2013). The Nature of Gentrification. *Geography Compass*, 7(8), 578–587. <https://doi.org/10.1111/gec3.12056>
- Buijs, A., Elands, B. & Langers, F. (2009). No Wilderness for Immigrants: Cultural Differences in Images of Nature and Landscape Preferences. *Landscape and Urban Planning*. 91. 113-123. **Error! Hyperlink reference not valid..**
- Bullard, R. D. (1996). *Unequal protection: Environmental justice and communities of color*. San Francisco: Sierra Club Books.

- Bunce, S. (2018) *Sustainability Policy, Planning and Gentrification in Cities: Towards More Equitable Development*. Routledge. 1–75.
- Byrne, J. (2012). When green is White: The cultural politics of race, nature and social exclusion in a Los Angeles urban national park. *Geoforum*, 43(3), 595–611.
<https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2011.10.002>
- Byrne, J., & Wolch, J. (2009). Nature, race, and parks: past research and future directions for geographic research. *Progress in Human Geography*, 33(6), 743–765.
<https://doi.org/10.1177/0309132509103156>
- Byrne, J., Wolch, J., & Zhang, J. (2009). Planning for environmental justice in an urban national park. *Journal of Environmental Planning and Management*, 52(3), 365–392.
<https://doi.org/10.1080/09640560802703256>
- Carlsen, F. & Leknes, S. (2022) For whom are cities good places to live? *Regional Studies*.
<https://doi.org/10.1080/00343404.2022.2046724>
- Castree, N. (2008). Neoliberalising nature: processes, effects, and evaluations. *Environment and Planning A* 40, 153–173.
- Castro R., Tierra A., Luna M. (2019) Assessing the Horizontal Positional Accuracy in OpenStreetMap: A Big Data Approach. In: Rocha Á., Adeli H., Reis L., Costanzo S. (red) *New Knowledge in Information Systems and Technologies. WorldCIST'19 2019. Advances in Intelligent Systems and Computing*, vol 931. Springer, Cham.
https://doi.org/10.1007/978-3-030-16184-2_49
- Cervero, R., & Duncan, M. (2003). Walking, Bicycling, and Urban Landscapes: Evidence from the San Francisco Bay Area. *American Journal of Public Health*, 93, 1478-1483.
<https://doi.org/10.2105/AJPH.93.9.1478>
- Checker, M. (2011). Wiped Out by the "Greenwave": Environmental Gentrification and the Paradoxical Politics of Urban Sustainability. *City & Society*, 23(2), 210–229.
<https://doi.org/10.1111/j.1548-744X.2011.01063.x>
- Chen, N. & Wang, C.H. (2020). Does green transportation promote accessibility for equity in medium-size U.S. cities? *Transportation Research. Part D, Transport and Environment*, 84, 102365. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2020.102365>
- Chen, W., Huang, H., Dong, J., Zhang, Y., Tian, Y., & Yang, Z. (2018). Social functional mapping of urban green space using remote sensing and social sensing data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 146, 436–452.
<https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2018.10.010>

- Chiesura, A. (2004). The role of urban parks for the sustainable city. *Landscape and Urban Planning*, 68(1), 129–138. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2003.08.003>
- Comber, A., Brunsdon, C., & Green, E. (2008). Using a GIS-based network analysis to determine urban greenspace accessibility for different ethnic and religious groups. *Landscape and Urban Planning*, 86(1), 103–114.
- Connolly, J. J. (2019). From Jacobs to the Just City: A foundation for challenging the green planning orthodoxy. *Cities*, 91, 64–70. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2018.05.011>
- Cooke, T. J. (2010). Residential mobility of the poor and the growth of poverty in inner-ringsuburbs. *Urban Geography*, 31(2), 179–193.
- Coutts, C., Horner, M., & Chapin, T. (2010). Using geographical information system to model the effects of green space accessibility on mortality in Florida. *Geocarto International*, 25(6), 471–484. <https://doi.org/10.1080/10106049.2010.505302>
- Coutts, Christopher, Timothy Chapin, Mark Horner, and Crystal Taylor. (2013). County-Level Effects of Green Space Access on Physical Activity. *Journal of Physical Activity and Health* 10(2): 232-240. <https://doi.org/10.1123/jpah.10.2.232>
- Csomós, G., Farkas J. Z., & Kovács Z. (2020). Access to urban green spaces and environmental inequality in post-socialist cities. *Hungarian Geographical Bulletin*, 69(2), 191-207. <https://doi.org/10.15201/hungeobull.69.2.7>
- Cucca, R. (2012). The Unexpected Consequences of Sustainability Green Cities Between Innovation and Ecogentrification. *Sociologica*, 2/2012. <https://doi.org/10.2383/38269>
- Curran, W., & Hamilton, T. (2012). Just green enough: contesting environmental gentrification in Greenpoint, Brooklyn. *Local Environment*, 17(9), 1027–1042. <https://doi.org/10.1080/13549839.2012.729569>
- Dadvand, P., Nieuwenhuijsen, M. J., Esnaola, M., Forn, J., Basagaña, X., Alvarez-Pedrerol, M., Rivas, I., López-Vicente, M., De Pascual, M. C., Su, J., Jerrett, M., Querol, X. & Sunyer, J. (2015). Green spaces and cognitive development in primary schoolchildren. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112(26), 7937–7942. <https://doi.org/10.1073/pnas.1503402112>
- Dadvand, P., Sunyer, J., Alvarez-Pedrerol, M., Dalmau-Bueno, A., Esnaola, M., Gascon, M., De Castro Pascual, M., Basagaña, X., Morgan, I. G. & Nieuwenhuijsen, M. J. (2017). Green spaces and spectacles use in schoolchildren in Barcelona. *Environmental Research*, 152, 256–262. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.10.026>
- Dadvand, P., Sunyer, J., Alvarez-Pedrerol, M., Dalmau-Bueno, A., Esnaola, M., Gascon, M., De Castro Pascual, M., Basagaña, X., Morgan, I. G., & Nieuwenhuijsen, M. J. (2017).

- Green spaces and spectacles use in schoolchildren in Barcelona. *Environmental Research*, 152, 256–262. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.10.026>
- Dahmann, N., Wolch, J., Joassart-Marcelli, P., Reynolds, K., & Jerrett, M. (2010). The active city? Disparities in provision of urban public recreation resources. *Health & Place*, 16(3), 431–445. <https://doi.org/10.1016/j.healthplace.2009.11.005>
- Dai, D. (2011). Racial/ethnic and socioeconomic disparities in urban green space accessibility: Where to intervene? *Landscape and Urban Planning*, 102(4), 234–244. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.05.002>
- Dalen, E. (2011). *Kommentarrapport - Undersøkelse om bruk av Osломarka*. Tilgjengelig på: <https://norskfriluftsliv.no/wp-content/uploads/2015/01/1683-Brukerunderso%CC%83kelse-Kommentarrapport.doc> [lest 17.06.22]
- Davis, K. E., Kingsbury, B. & Merry, S. (2012). *Introduction: Global Governance by Indicators**. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199658244.003.0001>.
- De Luca, C., Libetta, A., Conticelli, E., & Tondelli, S. (2021). Accessibility to and availability of urban green spaces (UGS) to support health and wellbeing during the covid-19 pandemic—the case of bologna. *Sustainability (Basel, Switzerland)*, 13(19), 11054. <https://doi.org/10.3390/su131911054>
- de Vries, S., Buijs, A. E., & Snep, R. P. H. (2020). Environmental Justice in The Netherlands: Presence and Quality of Greenspace Differ by Socioeconomic Status of Neighbourhoods. *Sustainability*, 12(15), 5889. <http://dx.doi.org/10.3390/su12155889>
- Dempsey, S., Devine, M. T., Gillespie, T., Lyons, S., & Nolan, A. (2018). Coastal blue space and depression in older adults. *Health & Place*, 54, 110–117. <https://doi.org/10.1016/j.healthplace.2018.09.002>
- Dilworth, R. & Stokes, R. (2012). Green growth machines, LEED ratings and value free development: the case of the Philadelphia property tax abatement. *Journal of Urbanism: International Research on Placemaking and Urban Sustainability*. 6. 1-15. <https://doi.org/10.1080/17549175.2012.692570>
- Dooling, S. (2009). Ecological Gentrification: A Research Agenda Exploring Justice in the City. *International Journal of Urban and Regional Research*, 33(3), 621–639. <https://doi.org/10.1111/j.1468-2427.2009.00860.x>
- Dunnett, N., Swanwick, C. & Woolley, H. (2002). *Improving urban parks, play areas and green spaces*. Dept. for Transport, Local Government and the Regions, London, United Kingdom.

- EC [Europakommisjonen]. (2018). *Oslo European Green Capital 2019 - final report*. Tilgjengelig på: https://ec.europa.eu/environment/europeangreencapital/wp-content/uploads/2020/Oslo_European_Green_Capital_2019_final_report.pdf [25.05.22].
- EEA [European Environment Agency]. (2022). *Who benefits from nature in cities? Social inequalities in access to urban green and blue spaces across Europe*. Tilgjengelig på: <https://www.eea.europa.eu/publications/who-benefits-from-nature-in> [lest 10.06.22]
- Elwood, S. (2009). Geographic Information Science: new geovisualization technologies — emerging questions and linkages with GIScience research. *Progress in Human Geography*, 33(2), 256–263. <https://doi.org/10.1177/0309132508094076>
- Enssle, F. & Kabisch, N. (2020). Urban green spaces for the social interaction, health and well-being of older people— An integrated view of urban ecosystem services and socio-environmental justice. *Environmental Science & Policy*, 109, 36–44. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.04.008>
- Ernstson, H. (2013). The social production of ecosystem services: A framework for studying environmental justice and ecological complexity in urbanized landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 109(1), 7–17. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.10.005>
- ESRI. (2016). *What is a network dataset?* Tilgjengelig på: <https://desktop.arcgis.com/en/arcmap/latest/extensions/network-analyst/what-is-a-network-dataset.htm> [lest 10.02.22]
- ESRI. (u.da). *Weighted Sum (Spatial Analyst)*. Tilgjengelig på: <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/2.8/tool-reference/spatial-analyst/weighted-sum.htm> [lest 03.04.22]
- ESRI. (u.db) Service area analysis. Tilgjengelig fra: <https://desktop.arcgis.com/en/arcmap/latest/extensions/network-analyst/service-area.htm> [lest 05.05.22]
- FHI (Folkehelseinstituttet). (2018). *Folkehelse rapporten - Kortversjon. Helsetilstanden i Norge 2018*. Tilgjengelig på: <https://www.fhi.no/globalassets/dokumenterfiler/rapporter/2018/helsetilstanden-i-norge-20182.pdf> [lest 12.06.22]
- FHI (u. d.) *Kommunehelse statistikkbank*. Tilgjengelig på: <https://khs.fhi.no/webview/> [lest 02.06.22]
- Flater, D. (2011). *Understanding Geodesic Buffering: Correctly use the Buffer tool in ArcGIS*. *ArcUser*, 33-37.

- Florida, R. (2002). *The rise of the creative class: and how it's transforming work, leisure, community and everyday life* (pp. 434). Basic Books.
- FN (Forente Nasjoner). (2015). *Transforming our world: the 2030 agenda for sustainable development* — A/RES/70/1. Tilgjengelig på: [21252030 Agenda for Sustainable Development web.pdf \(un.org\)](#) [lest 14.06.22]
- FN (Forente Nasjoner). (2022). *Bærekraftige byer og lokalsamfunn*. Tilgjengelig på: <https://www.fn.no/om-fn/fns-baerekraftsmaal/baerekraftige-byer-og-lokalsamfunn> [23.04.22]
- Forsyth, A. (2000). Analyzing public space at a metropolitan scale: notes on the potential for using GIS. *Urban Geography*, 21(2), 121–147. <https://doi.org/10.2747/0272-3638.21.2.121>
- Fotheringham, S. & Wong, D. (1990). The modifiable areal unit problem in multivariate statistical analysis. *Environment and Planning A*, 23, 1025 – 1044.
- Fredman, P., Ankre, R. & Chekalina, T. (2019). *Friluftsliv 2018: Nationell undersökning av svenska folkets friluftsvanor* (Rapport No. 6887)', Naturvårdsverket (Swedish Environmental Protection Agency). Tilgjengelig på: [Friluftsliv 2018 - Nationell undersökning av svenska folkets friluftsvanor. ISBN: 978-91-620-6887-5. ISSN: 0282-7298 \(naturvardsverket.se\)](#) [lest 12.06.22]
- Frey, B. S. & Stutzer, A. (2010). Happiness: A New Approach in Economics. *DICE Report*, 8(4), 3.
- Fuller, R. A., & Gaston, K. J. (2009). The scaling of green space coverage in European cities. *Biology Letters* (2005), 5(3), 352–355. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2009.0010>
- Gerlak, A. & Zuniga-Teran, A. (2020). Addressing injustice in green infrastructure through socio-ecological practice: What is the role of university–community partnerships? *Socio-Ecological Practice Research*. 2. <https://doi.org/10.1007/s42532-020-00052-5>
- Geurs, K. T. & van Wee, B. (2004). Accessibility evaluation of land-use and transport strategies: review and research directions. *Journal of Transport Geography* 12(1), 127–140.
- Ghanbari, A. & Ghanbari, M. (2013). Assessing Spatial Distribution of Tabriz Parks by GIS (Compared Network Analysis and Buffering). *Geography and Environmental Planning Journal* 50(2): 57-60.
- Giles-Corti, B., & Donovan, R. J. (2002). The relative influence of individual, social and physical environment determinants of physical activity. *Social Science & Medicine*, 54(12), 1793–1812. [https://doi.org/10.1016/S0277-9536\(01\)00150-2](https://doi.org/10.1016/S0277-9536(01)00150-2)

- Gobster, P. H. (1995). Perception and use of a metropolitan greenway system for recreation. *Landscape and Urban Planning*, 33(1), 401–413. [https://doi.org/10.1016/0169-2046\(94\)02031-A](https://doi.org/10.1016/0169-2046(94)02031-A)
- Golledge, R. G. (1995). *Defining the Criteria Used in Path Selection*. UC Berkeley: University of California Transportation Center.
- Gómez-Baggethun, E., Gren, Å., Barton, D., Langemeyer, J., McPhearson, T., O'Farrell, P., Andersson, E., Hamstead, Z. & Kremer, P. (2013). *Urban Ecosystem Services*. **Error! Hyperlink reference not valid..**
- Goodchild, M. F. (1992). Geographical data modeling. *Computers & Geosciences*, 18(4), 401–408. [https://doi.org/10.1016/0098-3004\(92\)90069-4](https://doi.org/10.1016/0098-3004(92)90069-4)
- Goodchild, M. F. (2007a). Citizens as voluntary sensors: spatial data infrastructure in the world of Web 2.0. *International Journal of Spatial Data Infrastructures Research*, 2, 24-32.
- Goodchild, M. F. (2007b). Citizens as sensors: the world of volunteered geography. *GeoJournal*, 69(4), 211–221. <https://doi.org/10.1007/s10708-007-9111-y>
- Goodchild, M. F. (2011). Scale in GIS: An overview. *Geomorphology (Amsterdam, Netherlands)*, 130(1-2), 5–9.
- Goodchild, M.F. (2008). *Assertion and Authority: The Science of User-Generated Geographic Content*. Tilgjengelig på: <https://people.geog.ucsb.edu/~good/papers/454.pdf> [lest 11.05.22]
- Gould, K & Lewis, T. (2012). The environmental injustice of green gentrification: the case of Brooklyn's prospect park. *The World in Brooklyn: Gentrification, Immigration, and Ethnic Politics in a Global City*. 113-146.
- Gould, K. A. & Lewis, T. L. (2017). *Green Gentrification: Urban sustainability and the struggle for environmental justice*. Routledge. 1–177.
- Gregory, D., Johnston, R., Pratt, G., Watts, M. & Whatmore, S. (2009). *The Dictionary of human geography* (5th ed., pp. XVI, 1052). Wiley-Blackwell.
- Gundersen, V., Skår, M., O'Brien, L., Wold, L.C. & Follo, G. (2016). Children and nearby nature: A nationwide parental survey from Norway. *Urban Forestry & Urban Greening 17*: 116-125.
- Gupta, Roy, A., Luthra, K., Maithani, S., & Mahavir. (2016). GIS based analysis for assessing the accessibility at hierarchical levels of urban green spaces. *Urban Forestry & Urban Greening*, 18, 198–211. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.06.005>

- Gärling, T., Säisä, J., Book, A., & Lindberg, E. (1986). The spatiotemporal sequencing of everyday activities in the large-scale environment. *Journal of Environmental Psychology*, 6(4), 261–280. [https://doi.org/10.1016/S0272-4944\(86\)80001-9](https://doi.org/10.1016/S0272-4944(86)80001-9)
- Hair, J. F. Jr., Anderson, R. E., Tatham, R. L. & Black, W. C. (1995). *Multivariate Data Analysis* (3rd ed). New York: Macmillan.
- Hajer, M. A. (1995), *The Politics of Environmental Discourse: Ecological Modernization and the Policy Process*, Oxford University Press, New York, NY.
- Haklay, M. (2010). How Good is Volunteered Geographical Information? A Comparative Study of OpenStreetMap and Ordnance Survey Datasets. *Environment and Planning B, Planning & Design*, 37(4), 682–703. <https://doi.org/10.1068/b35097>
- Haklay, M., Dörler, D., Heigl, F., Manzoni, M., Hecker, S & Vohland, K. (2021). What Is Citizen Science? The Challenges of Definition. I: Vohland, Land-zandstra, A., Ceccaroni, L., Lemmens, R., Perelló, J., Ponti, M., Samson, R., & Wagenknecht, K. (red.) *The Science of Citizen Science*. Springer International Publishing: Imprint: Springer.
- Hansen, R., Rall, E., Chapman, E., Rolf, W., Pauleit, S. (2017). *Urban Green Infrastructure Planning: A Guide for Practitioners*. GREEN SURGE. Tilgjengelig på: <http://greensurge.eu/working-packages/wp5/> [.04.02.22]
- Harrison, C., Burgess, J., Millward, A., & Dawe, G. (1995). Accessible natural green space in towns and cities: A review of appropriate size and distance criteria. *English Nature Research Report 153*.
- Harvey D. (1996) *Justice, Nature and the Geography of Difference*. Blackwell, Oxford.
- Helbich, M., Amelunxen, C., Neis, P. & Zipf, A. (2012). Comparative spatial analysis of positional accuracy of OpenStreetMap and proprietary geodata. *Geovizualisation, Society and Learning*: 24–33. Proceedings of GI Forum.
- Heo, S., Nori-Sarma, A., Kim, S., Lee, J-T. & Bell, M. (2021). Do persons with low socioeconomic status have less access to greenspace? Application of accessibility index to urban parks in Seoul, South Korea. *Environmental Research Letters*. 16. **Error! Hyperlink reference not valid..**
- Heynen, N., Perkins, H. A., & Roy, P. (2006). The Political Ecology of Uneven Urban Green Space. *Urban Affairs Review*, 42(1), 3–25.
- Hidayati, I., Tan, W., & Yamu, C. (2021). Conceptualizing Mobility Inequality: Mobility and Accessibility for the Marginalized. *Journal of Planning Literature*, 36(4), 492–507. <https://doi.org/10.1177/08854122211012898>

- Higgs, G., Fry, R. & Langford, M. (2012). Investigating the implications of using alternative GIS-based techniques to measure accessibility to green space. *Environment and Planning B: Planning and Design*, 39, pages 326-343.
- Hillman, M.; Adams, J.; Whitelegg, J. (1990). *One False Move: A Study of Children's Independent Mobility*. Policy Research Institute: London, UK.
- Hjorteset, M., Böcker, L., Røe, P. G., & Wessel, T. (2021). Intraurban geographies of car sharing supply and demand in Greater Oslo, Norway. *Transportation Research. Part D, Transport and Environment*, 101, 103089.
<https://doi.org/10.1016/j.trd.2021.103089>
- Hodgart. (1978). Optimizing Access to Public Services: A Review of Problems, Models and Methods of Locating Central Facilities. *Progress in Human Geography*, 2(1), 17–48.
<https://doi.org/10.1177/030913257800200103>
- Hoffmann, E., Barros, H., & Ribeiro, A. (2017). Socioeconomic Inequalities in Green Space Quality and Accessibility—Evidence from a Southern European City. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(8), 916.
<http://dx.doi.org/10.3390/ijerph14080916>
- Hohenberg, P. M. & Lees, L. H. (1985). *The making of urban Europe, 1000-1950* (pp. XIV, 398). Harvard University Press.
- Huynh, Q., Craig, W., Janssen, I., & Pickett, W. (2013). Exposure to public natural space as a protective factor for emotional well-being among young people in Canada. *BMC Public Health*, 13(1), 407–407. <https://doi.org/10.1186/1471-2458-13-407>
- Haase, D., Kabisch, S., Haase, A., Andersson, E., Banzhaf, E., Baró, F., Brenck, M., Fischer, L. K., Frantzeskaki, N., Kabisch, N., Krellenberg, K., Kremer, P., Kronenberg, J., Larondelle, N., Mathey, J., Pauleit, S., Ring, I., Rink, D., Schwarz, N., & Wolff, M. (2017). Greening cities – To be socially inclusive? About the alleged paradox of society and ecology in cities. *Habitat International*, 64, 41–48.
<https://doi.org/10.1016/j.habitatint.2017.04.005>
- Iraegui, C, E. (2017). *GIS-Based Analysis of Socio-Economic Variation in Accessibility to Green Spaces in Barcelona, Spain*. Masteroppgave. Geospatial Technologies, Universidade NOVA de Lisboa.
- Iraegui, C, E., Augusto, G., & Cabral, P. (2020). Assessing Equity in the Accessibility to Urban Green Spaces According to Different Functional Levels. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 9(5), 308. <http://dx.doi.org/10.3390/ijgi9050308>

- Ja til stor park i Nydalen. (u.d.) Hjem [Facebook side]. Facebook. Tilgjengelig på: <https://nb-no.facebook.com/nydalenpark/> [lest 26.04.22]
- Jarvis, M., Gergel, S., Koehoorn, M., & van den Bosch, M. (2020). Greenspace access does not correspond to nature exposure: Measures of urban natural space with implications for health research. *Landscape and Urban Planning*, 194, 103686. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.103686>
- Jay, M. & Schraml, U. (2009). Understanding the role of urban forests for migrants – uses, perception and integrative potential. *Urban Forestry & Urban Greening* 8(4): 283-294.
- Jay, M. & Schraml, U. (2014). Diversity in mind: Towards a differentiated understanding of migrants' recreational practices in urban forests. *Urban Forestry & Urban Greening* 13(1): 38-47.
- Jelinski, D., & Wu, J. (1996). The Modifiable Areal Unit Problem and Implications for Landscape Ecology. *Landscape Ecology*. 11, 129-140.
- Jenning, V., Gaither, C. J. & Gragg, R. S. (2012). Promoting Environmental Justice Through Urban Green Space Access: A Synopsis. *Environmental Justice*. Volume 5, issue 1. S. 1-7. <http://doi.org/10.1089/env.2011.0007>
- Jennings, V., Larson, L. & Yun, J. (2016). Yun Advancing sustainability through urban green space: cultural ecosystem services, equity, and social determinants of health *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 13. <https://doi.org/10.3390/ijerph13020196>
- Joassart-Marcelli, P. (2010). Leveling the playing field? Urban disparities in funding for local parks and recreation. *Environment and Planning A*, Vol. 42, 1174–1192.
- Joassart-Marcelli, P., Wolch, J., & Salim, Z. (2011). Building the healthy city: The role of nonprofits in creating active urban parks. *Urban Geography*, 32(5), 682–711.
- Jocoy, C. L. (2018). Green growth machines? Competing discourses of urban development in Playa Vista, California. *Urban Geography*, 39(3), 388–412. <https://doi.org/10.1080/02723638.2017.1333238>
- Johannesen A (2009). *Introduksjon til SPSS*. Fjerde utgave. Abstrakt forlag, Oslo.
- Johnson- Gaither, C. (2011). Latino Park Access: Examining Environmental Equity in a “New Destination” County in the South. *Journal of Park and Recreation Administration* 29(4):37-52.
- Jordanger, I., Malerud, S., Minken, H. & Strand, A. (2007). Flermålsanalyser i store statlige investeringsprosjekt. I: 18, C. r. n. (red.). *Concept programmet*. Trondheim. 120 s.

- Jørgensen, K. & Thorén, K. H. (2013). Planning for a Green Oslo. I: Luccarelli & Røe. (red.) *Green Oslo: Visions, Planning and Discourse*. Routledge, London.
- Kabisch, Haase, D. & Van Den Bosch, M. A. (2016). Adding natural areas to social indicators of intra-urban health inequalities among children: A case study from Berlin, Germany. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 13(8), 1–1. <https://doi.org/10.3390/ijerph13080783>
- Kabisch, N. & Haase, D. (2014). Green justice or just green? Provision of urban green spaces in Berlin, Germany. *Landscape and Urban Planning*, 122, 129–139. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.11.016>.
- Kahn, P. H., & Kellert, S. R. (Red.). (2002). *Children and nature: Psychological, sociocultural, and evolutionary investigations*. Cambridge, MA: MIT Press.
- Kaplan, S., & Kaplan, R. (2003). Health, Supportive Environments, and the Reasonable Person Model. *American Journal of Public Health (1971)*, 93(9), 1484–1489. <https://doi.org/10.2105/AJPH.93.9.1484>
- Kaplan, S., Kaplan, R., & Wendt, J. S. (1972). Rated preference and complexity for natural and urban visual material. *Perception & Psychophysics*, 12(4), 354–356. <https://doi.org/10.3758/BF03207221>
- Kázmierczak, A. (2013). The contribution of local parks to neighbourhood social ties. *Landscape and Urban Planning*, 109(1), 31–44. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.05.007>
- Keil, R. (2005). Progress Report—Urban Political Ecology. *Urban Geography*, 26, 640–651. <https://doi.org/10.2747/0272-3638.26.7.640>.
- KISI. (2022). *Cities with the Best Work-Life Balance 2022*. Tilgjengelig på: <https://www.getkisi.com/work-life-balance-2022#table> [lest 10.06.22]
- Koprowska, K. (2019). Environmental Justice in the Context of Urban Green Space Availability. *Acta Universitatis Lodzianensis. Folia Oeconomica*, 6(345), 141–161. <https://doi.org/10.18778/0208-6018.345.08>
- Koprowska, Karolina. (2019). Environmental Justice in the Context of Urban Green Space Availability. *Acta Universitatis Lodzianensis. Folia Oeconomica*, 6, 141–161. **Error! Hyperlink reference not valid.**
- Krellenberg, K., Welz, J., & Reyes-Päcke, S. (2014). Urban green areas and their potential for social interaction – A case study of a socio-economically mixed neighbourhood in Santiago de Chile. *Habitat International*, 44, 11–21. <https://doi.org/10.1016/j.habitatint.2014.04.004>

- Krings, A. & Schusler, T. (2020). Equity in sustainable development: Community responses to environmental gentrification. *International Journal of Social Welfare*.
<https://doi.org/10.1111/ijsw.12425>.
- Kuo, F. E., & Sullivan, W. C. (2001a). Environment and Crime in the Inner City. *Environment and Behavior*, 33(3), 343–367.
<https://doi.org/10.1177/0013916501333002>
- Kuo, F. E., & Sullivan, W. C. (2001b). Aggression and Violence in the Inner City. *Environment and Behavior*, 33(4), 543–571.
<https://doi.org/10.1177/00139160121973124>
- Kuo, F. E., Sullivan, W. C., Coley, R. L., & Brunson, L. (1998). Fertile Ground for Community: Inner-City Neighborhood Common Spaces. *American Journal of Community Psychology*, 26(6), 823–851. <https://doi.org/10.1023/A:1022294028903>
- Kweon, B.-S., Sullivan, W. C., & Wiley, A. R. (1998). Green Common Spaces and the Social Integration of Inner-City Older Adults. *Environment and Behavior*, 30(6), 832–858.
<https://doi.org/10.1177/001391659803000605>
- Landry, S. & Chakraborty, J. (2009). Street Trees and Equity: Evaluating the Spatial Distribution of an Urban Amenity. *Environment and Planning A*. 41. 2651-2670.
Error! Hyperlink reference not valid.
- Law, M., King, G., King, S., Kertoy, M., Hurley, P., Rosenbaum, P., Young, N., & Hanna, S. (2006). Patterns of participation in recreational and leisure activities among children with complex physical disabilities. *Developmental Medicine and Child Neurology*, 48(5), 337–342. <https://doi.org/10.1017/S0012162206000740>
- Li, F., Yao, N., Liu, D., Liu, W., Sun, Y., Cheng, W., Li, X., Wang, X., & Zhao, Y. (2021). Explore the recreational service of large urban parks and its influential factors in city clusters – Experiments from 11 cities in the Beijing-Tianjin-Hebei region. *Journal of Cleaner Production*, 314, 128261. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128261>
- Lindholst, A. C., Caspersen, O. H., & Konijnendijk van den Bosch, C. C. (2015). Methods for Mapping Recreational and Social Values in Urban Green Spaces in The Nordic Countries and Their Comparative Merits for Urban Planning. *Journal of Outdoor Recreation and Tourism*, 12, 71–81. <https://doi.org/10.1016/j.jort.2015.11.007>
- Lindsey, M. M., & Kuan, S. (2001). Access, Equity, and Urban Greenways: An Exploratory Investigation. *The Professional Geographer*, 53(3), 332–346.
<https://doi.org/10.1111/0033-0124.00288>

- Litman, T. (2002). Evaluating Transport Equity. *World Transport Policy & Practice*. Volume 8, Number 2, 50 – 66.
- Liu, S. & Zhu, X. (2004). Accessibility Analyst: An Integrated GIS Tool for Accessibility Analysis in Urban Transportation Planning. *Environment and Planning. B, Planning & Design.*, 31(1), 105–124. <https://doi.org/10.1068/b305>
- Lloyd, C. D. (2010). *Spatial data analysis*. Oxford: Oxford University Press.
- Logan, J. R., & Molotch, H. L. (1987). *Urban fortunes: the political economy of place* (pp. ix, 383). University of California Press.
- Lowrey, R. A. (1970). Distance Concepts of Urban Residents. *Environment and Behavior*, 2(1), 52–73. <https://doi.org/10.1177/001391657000200104>
- Luccarelli, & Røe, P. G. (2012). *Green Oslo: visions, planning and discourse* (s. 293). Ashgate.
- Lynch, H., Moore, A., Edwards, C., & Horgan, L. (2020). Advancing play participation for all: The challenge of addressing play diversity and inclusion in community parks and playgrounds. *British Journal of Occupational Therapy*, 83(2), 107–117. <https://doi.org/10.1177/0308022619881936>
- Machón, M., Vrotsou, K., Larrañaga, I. & Vergara, I. (2020). Proximity to facilities and its association with the health-related habits of functionally independent older adults. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(22), 1–7. <https://doi.org/10.3390/ijerph17228677>
- Marcuse, P. (1985). Gentrification, abandonment, and displacement: connections, causes, and policy responses in New York City. *Washington University Journal of Urban and Contemporary Law*, 28, 195.
- Markaloven. (2009). *Lov om naturområder i Oslo og nærliggende kommuner (markaloven)*. Klima- og miljødepartementet.
- Marselle, M. R., Bowler, D. E., Watzema, J., Eichenberg, D., Kirsten, T., & Bonn, A. (2020). Urban street tree biodiversity and antidepressant prescriptions. *Scientific Reports*, 10(1), 22445–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-79924-5>
- Massoni, E. S., Barton, D., Rusch, G. & Gundersen, V. (2018). Bigger, more diverse and better? Mapping structural diversity and its recreational value in urban green spaces. *Ecosystem Services*. 31. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.02.013>.
- Meld. St. nr. 13. (2020-2021). Klimaplan for 2021–2030. Klima- og miljødepartementet. Tilgjengelig på:

- <https://www.regjeringen.no/contentassets/a78ecf5ad2344fa5ae4a394412ef8975/nno/pdfs/stm202020210013000dddpdfs.pdf> [lest 18.05.22]
- Midtbø, T. (2007). *Regresjonsanalyse for samfunnsvitere: med eksempler i SPSS* (p. 131). Universitetsforl.
- Mitchell, R. & Popham, F. (2008). Effect of exposure to natural environment on health inequalities: an observational population study. *Lancet (London, England)*, 372(9650), 1655–1660. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(08\)61689-X](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(08)61689-X)
- Molotch, H. (1976). The City as a Growth Machine: Toward a Political Economy of Place. *The American Journal of Sociology*, 82(2), 309–332. <https://doi.org/10.1086/226311>
- Moran, P. (1950) A Test for the Serial Independence of Residuals. *Biometrika*, 37, 178-181. <http://dx.doi.org/10.1093/biomet/37.1-2.178>
- Morganstern, S. V. (2015). *Disparities in Food Access: An Empirical Analysis of Neighbourhoods in the Atlanta Metropolitan Statistical Area*. Faculty of the USC Graduate School, University of Southern California.
- Mouratidis, K. (2020). Neighborhood characteristics, neighborhood satisfaction, and well-being: The links with neighborhood deprivation. *Land Use Policy*, 99, 104886. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104886>
- Maas, J., Verheij, R. A., Groenewegen, P. P., de Vries, S., & Spreeuwenberg, P. (2006). Green space, urbanity, and health: how strong is the relation? *Journal of Epidemiology and Community Health (1979-)*, 60(7), 587–592.
- Maat, & de Vries, P. (2006). The Influence of the Residential Environment on Green-Space Travel: Testing the Compensation Hypothesis. *Environment and Planning. A*, 38(11), 2111–2127. <https://doi.org/10.1068/a37448>
- Newman, P. and Kenworthy, J. (1989) *Cities and Automobile Dependence: An International Sourcebook*, Gower, Aldershot, UK.
- Nicholls, S. (2001). Measuring the accessibility and equity of public parks: a case study using GIS. *Managing Leisure*, 6(4), 201–219. <https://doi.org/10.1080/13606710110084651>
- Nordbø, C.A., Raanaas, Nordh, & Aamodt. (2019). Neighborhood green spaces, facilities and population density as predictors of activity participation among 8-year-olds: A cross-sectional GIS study based on the Norwegian mother and child cohort study. *BMC Public Health*, 19 (1), 1426. <https://doi.org/10.1186/s12889-019-7795-9>
- Nowak, D. J., Crane, D. E., & Stevens, J. C. (2006). Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry & Urban Greening*, 4(3), 115–123. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.01.007>

- Nowak, D. J., Hirabayashi, S., Bodine, A., & Greenfield, E. (2014). Tree and forest effects on air quality and human health in the United States. *Environmental Pollution (1987)*, 193, 119–129. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.05.028>
- Næss, P. (1992). *Natur- og miljøvennlig tettstedsutvikling: Faglig sluttrapport* (NIBR-rapport 1992:2). Norsk institutt for by- og regionforskning. Oslo.
- Næss, P. (2006). *Urban Structure Matters: Residential Location, Car Dependence and Travel Behaviour*. Routledge, London.
- Næss, P. (2009). Residential Self-Selection and Appropriate Control Variables in Land Use: Travel Studies. *Transport Reviews*, 29(3), 293–324. <https://doi.org/10.1080/01441640802710812>
- Næss, P., Piro, F. N., Nafstad, P., Smith, G. D., & Leyland, A. H. (2007). Air Pollution, Social Deprivation, and Mortality: A Multilevel Cohort Study. *Epidemiology (Cambridge, Mass.)*, 18(6), 686–694. <https://doi.org/10.1097/EDE.0b013e3181567d14>
- Næss, P., Saglie, I.-L. & Thorén, K.H. (2015). Ideen om den kompakte byen i norsk sammenheng. I G.S. Hanssen, H. Hofstad & I.-L. Saglie (red.), *Kompakt byutvikling – muligheter og utfordringer* (s. 36–47). Universitetsforlaget: Oslo.
- Oh, K & Jeong, S. (2007). Assessing the spatial distribution of urban parks using GIS. *Landscape and Urban Planning. Volume 82, Issues 1 – 2*, 25 – 32.
- Onose, D. A., Iojă, I. C., Niță, M. R., Vânău, G. O., & Popa, A. M. (2020). Too Old for Recreation? How Friendly Are Urban Parks for Elderly People? *Sustainability*, 12(3), 790. <http://dx.doi.org/10.3390/su12030790>
- Openshaw, S. and P. J. Taylor. (1979). A Million or so Correlation Coefficients: Three Experiments on the Modifiable Areal Unit Problem. In N. Wrigley, (red). *Statistical Applications in the Spatial Sciences*, 127–144. London: Pion.
- Oslo kommune (2019). *Kartlegger grønt i Oslo*. Tilgjengelig på <https://magasin.oslo.kommune.no/byplan/kartlegger-gront-i-oslo#gref> [lest: 10.09.2021]
- Oslo kommune (2020). *Klimastrategi for Oslo mot 2030*. Tilgjengelig på: https://www.klimaoslo.no/wp-content/uploads/sites/88/2020/09/Klimastrategi2030_langversjon_web_enkeltside.pdf [lest 14.01.22]
- Oslo kommune & PBE [Plan- og bygningsetaten] (2010). *Grøntplan for Oslo: Kommunedelplan for den blågrønne strukturen i Oslos byggesone*. Tilgjengelig på: <https://docplayer.me/67829655-Oslo-kommune-plan-og-bygningsetaten-avdeling-for->

[byutvikling-grontplan-for-oslo-kommunedelplan-for-den-blagronne-strukturen-i-oslos-byggesone.html](https://www.oslo.kommune.no/statistikk/geografiske-inndelinger/#gref) [05.09.21]

Oslo kommune. (2015). *Smart, Trygg og Grønn. Kommuneplan 2015: Oslo mot 2030.*

Tilgjengelig på: https://www.klimaoslo.no/wp-content/uploads/sites/88/2020/09/Klimastrategi2030_langversjon_web_enkeltside.pdf
[lest: 16.11.2021]

Oslo Kommune. (2017). *Geografiske inndelinger.* Tilgjengelig på:

<https://www.oslo.kommune.no/statistikk/geografiske-inndelinger/#gref> [lest 28.10.21]

Oslo kommune. (2021a). *Husholdninger med lav inntekt (D).* Tilgjengelig på:

<https://statistikbanken.oslo.kommune.no/webview/> [lest 04.01.22]

Oslo kommune. (2021b). *Personer i alderen 16 til 66 år med redusert funksjonsevne etter*

kjønn (D). Tilgjengelig på: <https://statistikbanken.oslo.kommune.no/webview/> [lest 04.01.22]

Oslo kommune. (2021c). *Trangboddhet, personer og husholdninger (D).* Tilgjengelig på:

<https://statistikbanken.oslo.kommune.no/webview/> [lest 04.01.22]

Oslo kommune. (u.d.a). *Areal og friområder.* Tilgjengelig på:

<https://www.oslo.kommune.no/statistikk/miljostatus/areal-og-friomrader/#gref> [lest 18.05.22]

Oslo kommune. (u.d). *Befolkningens landbakgrunn.* Tilgjengelig på:

<https://www.oslo.kommune.no/statistikk/befolkning/landbakgrunn/#gref> [lest: 21.04.2022]

Paramasivam, C.R. (2019). Merits and Demerits of GIS and Geostatistical Techniques. I: Venkatramanan, S., Prasanna, M. V. & Chung, S. Y. (red.) *GIS and Geostatistical Techniques for Groundwater Science.* Elsevier Science Publishing Co Inc. 17-21.

PBE [Plan- og bygningsetaten]. (2019). *Grøntregnskap som verktøy i byplanleggingen.*

Tilgjengelig på:
https://www.tekna.no/contentassets/f269b1787b2349e684174ddadda828ad/pbe_grc3b8ntregnskap.pdf [12.06.22]

Pearsall, H. (2010). From Brown to Green? Assessing Social Vulnerability to Environmental Gentrification in New York City. *Environment and Planning. C, Government & Policy*, 28(5), 872–886. <https://doi.org/10.1068/c08126>

Peschardt, K. K., Schipperijn, J., & Stigsdotter, U. K. (2012). Use of Small Public Urban Green Spaces (SPUGS). *Urban Forestry & Urban Greening*, 11(3), 235–244.

<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2012.04.002>

- Peters, B.E. & Buijs, A. (2010). Social interactions in urban parks: stimulating social cohesion? *Urban For. Urban Green*, 9, 93–100.
- Petraviciene, I., Grazuleviciene, R., Andrusaityte, S., Dedele, A. & Nieuwenhuijsen, M. J. (2018). Impact of the social and natural environment on preschool-age children weight. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(3), 449. <https://doi.org/10.3390/ijerph15030449>
- Pope, C. A., & Dockery, D. W. (2006). Health Effects of Fine Particulate Air Pollution: Lines that Connect. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 56(6), 709–742. <https://doi.org/10.1080/10473289.2006.10464485>
- Potestio, M. L., Patel, A. B., Powell, C. D., McNeil, D. A., Jacobson, R. D., & McLaren, L. (2009). Is there an association between spatial access to parks/green space and childhood overweight/obesity in Calgary, Canada? *The International Journal of Behavioral Nutrition and Physical Activity*, 6(1), 77–77. <https://doi.org/10.1186/1479-5868-6-77>
- Ragin, C. & Amoroso, L. M. (2019). *Constructing social research: the unity and diversity of method*. SAGE Publications, Inc.
- Richardson, E., Pearce, J., Mitchell, R., & Kingham, S. (2013). Role of physical activity in the relationship between urban green space and health. *Public Health (London)*, 127(4), 318–324. <https://doi.org/10.1016/j.puhe.2013.01.004>
- Richardson, E., Pearce, J., Mitchell, R., Day, P., & Kingham, S. (2010). The association between green space and cause-specific mortality in urban New Zealand: An ecological analysis of green space utility. *BMC Public Health*, 10(1), 240–240. <https://doi.org/10.1186/1471-2458-10-240>
- Rigolon, A., & Németh, J. (2018). “We’re not in the business of housing:” Environmental gentrification and the nonprofitization of green infrastructure projects. *Cities*, 81, 71–80. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2018.03.016>
- Ringdal, K. (2016). *Enhet og mangfold: samfunnsvitenskapelig forskning og kvantitativ metode*. Bergen: Fagbokforlaget.
- Ringdal, K. & Wiborg, Ø. (2017). *Lær deg Stata: innføring i statistisk dataanalyse* (p. 295). Fagbokforlaget.
- Ringle, C.M., Wende, S. and Becker, J.M. (2015). *SmartPLS*. SmartPLS GmbH, Boenningstedt.

- Rishbeth, C. (2001). Ethnic minority groups and the design of public open space: An inclusive landscape? *Landscape Research*, 26(4), 351–366.
<https://doi.org/10.1080/01426390120090148>
- Robinson, J. (2006). *Ordinary cities: Between Modernity and Development*. Routledge, London.
- Rupprecht, C. D. D., Byrne, J. A., Ueda, H., & Lo, A. Y. (2015). ‘It’s real, not fake like a park’: Residents’ perception and use of informal urban green-space in Brisbane, Australia and Sapporo, Japan. *Landscape and Urban Planning*, 143, 205–218.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.07.003>
- Rutt, L., & Gulrud, N. M. (2016). Green justice in the city: A new agenda for urban green space research in Europe. *Urban Forestry & Urban Greening*, 19, 123–127.
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.07.004>
- Røe, P. G. (2000). Qualitative research on intra-urban travel: an alternative approach. *Journal of Transport Geography*, 8, 2. 99-106.
- Sander, H. A., Ghosh, D., van Riper, D., & Manson, S. M. (2010). How Do You Measure Distance in Spatial Models? An Example Using Open-Space Valuation. *Environment and Planning. B, Planning & Design.*, 37(5), 874–894.
<https://doi.org/10.1068/b35126>
- Sang, Å. O., Knez, I., Gunnarsson, B. & Hedblom, M. (2016). The effects of naturalness, gender, and age on how urban green space is perceived and used. *Urban Forestry & Urban Greening*. 18. **Error! Hyperlink reference not valid..**
- Sang, Å. O., Sang, N., Hedblom, M., Sevelin, G., Knez, I. & Gunnarsson, B. (2020). Are path choices of people moving through urban green spaces explained by gender and age? Implications for planning and management. *Urban Forestry & Urban Greening*, 49, 126628.
- Sassen, S. (1991). The Global City. *Bulletin of Science, Technology & Society*, 13(2), 115–115. Princeton University Press, Princeton, NJ. pp-288.
<https://doi.org/10.1177/027046769301300240>
- Sassen, S. (2002). Locating cities on global circuits. *Environment and Urbanization*, 14(1), 13–30. <https://doi.org/10.1177/095624780201400102>
- Schipperijn, J., Ekholm, O., Stigsdotter, U. K., Toftager, M., Bentsen, P., Kamper-Jørgensen, F., & Randrup, T. B. (2010). Factors influencing the use of green space: Results from a Danish national representative survey. *Landscape and Urban Planning*, 95(3), 130–137. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.12.010>

- Schlosberg, D. (2004). Reconceiving Environmental Justice: Global Movements And Political Theories. *Environmental Politics*, 13(3), 517–540.
<https://doi.org/10.1080/0964401042000229025>
- Schlosberg, D. (2007). *Defining environmental justice: theories, movements, and nature*. Oxford University Press.
- Scopelliti, M., Carrus, G., Adinolfi, C., Suarez, G., Colangelo, G., Laforteza, R., Panno, A. & Sanesi, G. (2016). Staying in touch with nature and well-being in different income groups: The experience of urban parks in Bogotá. *Landscape and Urban Planning*, 148, 139–148. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.11.002>
- Shanahan, D.F., Cox, D. T., Fuller, R., Hancock, S., Lin, B., Anderson, K., Bush, R., & Gaston, K. (2017). Variation in experiences of nature across gradients of tree cover in compact and sprawling cities. *Landscape and Urban Planning*, 157, 231–238.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.07.004>
- Silva, C. D.S., Viegas, I., Panagopoulos, T., & Bell, S. (2018). Environmental justice in accessibility to green infrastructure in two European Cities. *Land (Basel)*, 7(4), 134.
<https://doi.org/10.3390/land7040134>
- Singh, & Fiorentino, M. (1996). *Geographical information systems in hydrology* (Vol. 26, pp. XV, 443). Kluwer.
- Sister, C., Wolch, J., & Wilson, J. (2010). Got green? addressing environmental justice in park provision. *GeoJournal*, 75(3), 229–248. <https://doi.org/10.1007/s10708-009-9303-8>
- Skar, V., Gundersen, V., & O'Brien, L. (2016). How to engage children with nature: why not just let them play? *Children's Geographies*, 14(5), 527–540.
<https://doi.org/10.1080/14733285.2015.1136734>
- Skog. (2004). *Å forklare sosiale fenomener: en regresjonsbasert tilnærming* (2. [rev. og utvidet] utg., p. 429). Gyldendal akademisk.
- Smardon, R. C. (1988). Perception and aesthetics of the urban environment: Review of the role of vegetation. *Landscape and Urban Planning*, 15(1), 85–106.
[https://doi.org/10.1016/0169-2046\(88\)90018-7](https://doi.org/10.1016/0169-2046(88)90018-7)
- Song, Y., Gee, G. C., Fan, Y., & Takeuchi, D. T. (2007). Do physical neighborhood characteristics matter in predicting traffic stress and health outcomes? *Transportation Research. Part F, Traffic Psychology and Behaviour*, 10(2), 164–176.
<https://doi.org/10.1016/j.trf.2006.09.001>

- Speak, A.F., Mizgajski, A., & Borysiak, J. (2015). Allotment gardens and parks: Provision of ecosystem services with an emphasis on biodiversity. *Urban Forestry & Urban Greening*, *14*(4), 772–781. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.07.007>
- Spotahome (u.d.). *The World's Healthiest Cities*. Tilgjengelig på: <https://www.spotahome.com/healthiest-cities-world> [lest 10.06.22]
- Sreetheran, M. & van den Bosch, C. C. K. (2014). A socio-ecological exploration of fear of crime in urban green spaces – A systematic review. *Urban Forestry & Urban Greening*, *13*(1), 1–18. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2013.11.006>
- SSB (Statistisk Sentralbyrå). (2022a). *Boforhold, registerbasert*. Tilgjengelig på: <https://www.ssb.no/bygg-bolig-og-eiendom/bolig-og-boforhold/statistikk/boforhold-registerbasert> [lest: 21.04.2022]
- SSB (Statistisk Sentralbyrå). (2022b). *Flyttinger*. Tilgjengelig på: <https://www.ssb.no/befolkning/flytting/statistikk/flyttinger> [lest: 21.04.2022]
- SSB (Statistisk Sentralbyrå). (2022c). *Regionale befolkningsframskrivinger*. Tilgjengelig på: <https://www.ssb.no/befolkning/befolkningsframskrivinger/statistikk/regionale-befolkningsframskrivinger> [lest: 21.04.2022]
- SSB (Statistisk Sentralbyrå). (2022d). *11087: Trangboddhet, etter husholdningstype. Husholdninger (K) 2015 - 2021* [Statistikk] <https://www.ssb.no/statbank/table/11087> [lest 05.01.22]
- SSB (Statistisk Sentralbyrå). (u.db). *Definisjonsforskjell i EU og OECD*. Tilgjengelig på: https://www.ssb.no/a/magasinet/slik_lever_vi/lenker.html [lest 04.01.22]
- Stephoe, A., Shankar, A., Demakakos, P., & Wardle, J. (2013). Social isolation, loneliness, and all-cause mortality in older men and women. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *110*(15), 5797–5801. <https://doi.org/10.1073/pnas.1219686110>
- Stodolska, M., Shiness, K., Acevedo, J. & Izenstark, D. (2011). Perceptions of Urban Parks as Havens and Contested Terrains by Mexican-Americans in Chicago Neighborhoods. *Leisure Sciences*, *33*. 103-126. **Error! Hyperlink reference not valid.**
- Su, J. G., Jerrett, M., de Nazelle, A., & Wolch, J. (2011). Does exposure to air pollution in urban parks have socioeconomic, racial or ethnic gradients? *Environmental Research*, *111*(3), 319–328. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2011.01.002>
- Suárez, M., Barton, D. N., Cimburova, Z., Rusch, G. M., Gómez-Baggethun, E., & Onaindia, M. (2020). Environmental justice and outdoor recreation opportunities: A spatially explicit assessment in Oslo metropolitan area, Norway. *Environmental Science & Policy*, *108*, 133–143. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.03.014>

- Sugiyama, T., & Ward Thompson, C. (2007). Outdoor environments, activity and the well-being of older people: Conceptualising environmental support. *Environment and Planning A*, 39(8), 1943-1960. <https://doi.org/10.1068/a38226>
- Swyngedouw, E. (2007). Impossible «sustainability» and the postpolitical condition. In Krueger, R. & Gibbs, D. (Red.), *The sustainable development paradox: Urban political economy in the United States and Europe* (pp. 13–40). Guilford Press.
- Syrbe, R. U. & Grunewald, K. (2017). Ecosystem service supply and demand - the challenge to balance spatial mismatches. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystems Services & Management*, 13(2), 148–161. <https://doi.org/10.1080/21513732.2017.1407362>
- Talbot, & Kaplan, R. (1986). Judging the Sizes of Urban Open Areas: Is Bigger Always Better? *Landscape Journal*, 5(2), 83–92. <https://doi.org/10.3368/lj.5.2.83>
- Talen, E. (1997). The social equity of urban service distribution: an exploration of park access in Pueblo, Colorado, and Macon, Georgia. *Urban Geography*, 18(6), 521–541. <https://doi.org/10.2747/0272-3638.18.6.521>
- Talen, E. (2003). Neighborhoods as Service Providers: A Methodology for Evaluating Pedestrian Access. *Environment and Planning B: Planning and Design*, 30(2), 181–200. <https://doi.org/10.1068/b12977>
- Talen, E. & Anselin, L. (1998). Assessing Spatial Equity: An Evaluation of Measures of Accessibility to Public Playgrounds. *Environment and Planning A*, 1998, 30, 4, 595-613.
- Tapscott, D. & Williams, A. D. (2006). Wikinomics: How Mass Collaboration Changes Everything. *Economic Affairs*, 28(4), 88–89. <https://doi.org/10.1111/j.1468-0270.2008.864.2.x>
- Taylor, W., Poston, W., Jones, L., & Kraft, M. (2006). Environmental Justice: Obesity, Physical Activity, and Healthy Eating. *Journal of Physical Activity and Health*. Volume 3, Suppl 1, S30 – S54.
- Thorsen, L. R. (2017). *Vanskeligstilte på boligmarkedet* (Nr. 6: Rapporter). Statistisk sentralbyrå.
- Thrane, C. (2003). *Regresjonsanalyse i praksis* (p. 146). Høyskoleforlaget.
- Tobler, W. R. (1970). A computer movie simulating urban growth in the Detroit region. *Economic Geography*, 46(Supplement): 234–240.
- Travlou, P., Owens, P. E., Thompson, C. W., & Maxwell, L. (2008). Place mapping with teenagers: locating their territories and documenting their experience of the public

- realm. *Children's Geographies*, 6(3), 309–326.
<https://doi.org/10.1080/14733280802184039>
- Ulrich, R. S. (1981). Natural Versus Urban Scenes. *Environment and Behavior*, 13(5), 523–556. <https://doi.org/10.1177/0013916581135001>
- Ulrich, R. S., Simons, R. F., Losito, B. D., Fiorito, E., Miles, M. A., & Zelson, M. (1991). Stress recovery during exposure to natural and urban environments. *Journal of Environmental Psychology*, 11(3), 201–230. [https://doi.org/10.1016/S0272-4944\(05\)80184-7](https://doi.org/10.1016/S0272-4944(05)80184-7)
- Umblijs, J., von Simson, K., & Mohn, F.A. (2019). Boligens betydning for annen velferd: en gjennomgang av nasjonal og internasjonal forskning. *Rapport 2019:1* –Institutt for samfunnsforskning. <http://hdl.handle.net/11250/2579810>
- Unal, M. (2014). *Determining the Recreational Service Area of the Active Green Space: The Case of Cukurova District*. Masteroppgave. Institute of Natural and Applied Sciences, Çukurova University.
- Unal, M., Uslu, C. & Cilek, A. (2016). GIS-Based Accessibility Analysis for Neighbourhood Parks: The Case of Cukurova District. *Journal of Digital Landscape Architecture*, 1-2016, pp. 46-56.
- Van Herzele, & Wiedemann, T. (2003). A monitoring tool for the provision of accessible and attractive urban green spaces. *Landscape and Urban Planning*, 63(2), 109–126.
[https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00192-5](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00192-5)
- Vavouras, I. (2016). From sustainable development to green growth: The abandonment of the social character of development. *Social Cohesion and Development*, 6(1), 27–35.
<https://doi.org/10.12681/scad.8972>
- Veen, & Eiter, S. (2018). Vegetables and Social Relations in Norway and the Netherlands. *Nature and Culture*, 13(1), 135–160. <https://doi.org/10.3167/nc.2018.130107>
- Vierikko, K., Gonçalves, P., Haase, D., Elands, B., Ioja, C., Jaatsi, M., Pieniniemi, M., Lindgren, J., Grilo, F., Santos-Reis, M., Niemelä, J. & Yli-Pelkonen, V. (2020). Biocultural diversity (BCD) in European cities – Interactions between motivations, experiences and environment in public parks. *Urban Forestry & Urban Greening*, 48, 126501.
- Viinikka, A., Paloniemi, R., & Assmuth, T. (2018). Mapping the distributive environmental justice of urban waters. *Fennia - International Journal of Geography*, 196(1), 9–23.
<https://doi.org/10.11143/fennia.64137>

- von Simson, K., & Umblijs, J. (2019). Vanskeligstilte på boligmarkedet – dynamikk og tilstandsavhengighet. *Tidsskrift for boligforskning*, 2(02), 84–111.
- Vujcic, M. & Tomicevic-Dubljevic, J. (2018). Urban forest benefits to the younger population: The case study of the city of Belgrade, Serbia. *Forest Policy and Economics*, 96, 54–62. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2018.08.006>
- Ward Thompson, C., Aspinall, P., Roe, J., Robertson, L., & Miller, D. (2016). Mitigating Stress and Supporting Health in Deprived Urban Communities: The Importance of Green Space and the Social Environment. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 13(4), 440. <http://dx.doi.org/10.3390/ijerph13040440>
- Wascher, L. (2012). Green and Just? *Assessing the Socio-Spatial Distribution of Green Areas in Malmö*. Masteroppgave. Department of Urban Studies, Malmö University.
- Wen, M., Zhang, X., Harris, C. D., Holt, J. B., & Croft, J. B. (2013). Spatial disparities in the distribution of parks and green spaces in the USA. *Annals of Behavioral Medicine*, 45(1), 18–27.
- While, A., Jonas, A. & Gibbs, D. (2004). The environment and the entrepreneurial city: Searching for the urban 'sustainability fix' in Manchester and Leeds. *International Journal of Urban and Regional Research*. 28. 549-569. <https://doi.org/10.1111/j.0309-1317.2004.00535.x>
- WHO (World Health Organization). (2012). *Health Indicators of Sustainable Cities in the Context of the Rio+20 UN Conference on Sustainable Development*. WHO: Geneva, Switzerland.
- WHO (World Health Organization). (2017). *Urban green space interventions and health: a review of impacts and effectiveness*. World Health Organization Regional Office for Europe, København. Tilgjengelig på: [A4 Colour cover, vernacular \(who.int\)](#) [lest 01.12.21].
- Wilk, B., Hanania, S., Latinos, V., Anton, B. & Olbertz, M. (2020): *Guidelines for co-designing and co-implementing green infrastructure in urban regeneration processes*, D 2.10, proGIreg. Horizon 2020 Grant Agreement No 776528, European Commission, S.82
- Wolch, J. R., Byrne, J., & Newell, J. P. (2014). Urban green space, public health, and environmental justice: The challenge of making cities 'just green enough'. *Landscape and Urban Planning*, 125, 234–244. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.01.017>

- Wolch, J., Wilson, J. P., & Fehrenbach, J. (2005). Parks and Park Funding in Los Angeles: An Equity-Mapping Analysis. *Urban Geography*, 26(1), 4–35.
<https://doi.org/10.2747/0272-3638.26.1.4>
- Wolff, S., Schulp, C. & Verburg, P. (2015). Mapping ecosystem services demand: A review of current research and future perspectives. *Ecological Indicators*. 55.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.03.016>.
- Woo, J., Tang, N., Suen, E., Leung, J., & Wong, M. (2009). Green space, psychological restoration, and telomere length. *The Lancet (British Edition)*, 373(9660), 299–300.
[https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(09\)60094-5](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(09)60094-5)
- Xiao, Wang, Z., Li, Z., & Tang, Z. (2017). An assessment of urban park access in Shanghai – Implications for the social equity in urban China. *Landscape and Urban Planning*, 157, 383–393. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.08.007>
- Zhang, H., Chen, B., Sun, Z., & Bao, Z. (2013). Landscape perception and recreation needs in urban green space in Fuyang, Hangzhou, China. *Urban Forestry & Urban Greening*, 12(1), 44–52. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2012.11.001>
- Zhang, Lu, H., & Holt, J. B. (2011). Modeling spatial accessibility to parks: A national study. *International Journal of Health Geographics*, 10(1), 31–31.
<https://doi.org/10.1186/1476-072X-10-31>
- Zhou, X. & Kim, J. (2013). Social disparities in tree canopy and park accessibility: A case study of six cities in Illinois using GIS and remote sensing. *Urban Forestry & Urban Greening*, 12(1), 88–97. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2012.11.004>