

NORGES MILJØ- OG BIOVITENSKAPELIGE UNIVERSITET

FAKULTET FOR LANDSKAP OG SAMFUNN

ARTSMANGFOLD I OSLO I ET LANDSKAPSØKOLOGISK PERSPEKTIV

SPECIES DIVERSITY IN OSLO (NORWAY) SEEN IN THE PERSPECTIVE OF
LANDSCAPE ECOLOGY

KRISTINA EMELIANOVA

Naturforvaltning

FORORD

Jeg har alltid vært fascinert av den ville, kraftige, frie, uhåndterbare naturen. Naturen som i mindre grad er påvirket av sivilisasjonen. Men i de siste årene har jeg blitt mer og mer fascinert også av den naturen man finner midt i det urbane landskapet – denne moderate, rolige og ved første øyekast litt "vanlige" siden av den. Naturen som har en imponerende evne til å overleve under press og tilpasse seg menneskeskapte regler. Eller, sett fra en annen side – naturen som bruker muligheter, skapt av mennesker, for fullt.

Ettersom en stadig større andel av mennesker bor i byer, er det nettopp her vi oftest møter naturen. Vår sameksistens med andre arter i rammene av urbane områder er et spennende og viktig tema i moderne tid: den voldsomme utviklingen både skaper problemer og tilbyr muligheter for et vennlig naboskap. Å studere biodiversitet i byområder innebærer å ta høyde for menneskeskapte forandringer i landskapsstruktur og -form – noe landskapsøkologifeltet er opptatt av. Bedre kunnskap om landskapets påvirkning på arts mangfold vil kunne være et viktig redskap for blant annet arealplanlegging i en tid da urbane områder fortsetter å ta flere landarealer.

Denne oppgaven er skrevet som avslutning på mitt masterstudium i naturforvaltning ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet i Ås. Samtidig markerer den også en avslutning på min 19-år lange skolegang gjennom flere skoler og universiteter. En tid som var rik på erfaringer, ny kunnskap, oppdagelser, utfordringer, varierende progresjon og stadig mer framgang, ønsker og driv, inspirasjon og glede.

Det å jobbe med denne oppgaven var ingen enkel nøtt å knekke: livet har vært full av mange store og små utfordringer, mye usikkerhet, flere perioder med tilbakegang og mye arbeid med meg selv. Heldigvis har det gått bra til slutt, og jeg har en mulighet å presentere mitt lille bidrag her.

Først av alle vil jeg takke min veileder Wenche Dramstad: for støtte, hjelp og tålmodighet. Jeg vil også gjerne sende stor takk til hele mitt kjære universitet – for all den kunnskapen, alle de mulighetene og all den støtten jeg fikk gjennom disse tre årene som masterstudent. Videre sender jeg takk til Roar Økseter (for hjelp med digitale kart), Svein Olav Krøgli (for hjelp med QGIS), (Plan- og bygningsetaten), Stas Mishustin (for moralsk støtte og hjelp med enkelte praktiske spørsmål). Sist, men ikke minst, må jeg takke mine kollegaer, venner, familien og kjæresten – i en så utfordrende periode av mitt liv har deres støtte vært helt avgjørende.

SAMMENDRAG

En av de viktigste karakteristikkene ved moderne utvikling er en sterk økende urbanisering som omfatter stadig mer av landarealer. Dramatiske endringer i den romlige organiseringen av landskapet, som dette medfører, har en betydelig påvirkning på naturen, derav også artsmangfoldet. Men byer er langt fra å være biologiske ørkener, og deres betydning for bevaring av biomangfold kommer sannsynlig til å fortsette å øke i framtiden. Byens blå-grønne infrastruktur spiller en av nøkkelroller i denne sammenheng.

Analysen av eksisterende registreringer av rødlistede og fremmede karplanter i forhold den romlige organiseringen av landskapet, arealbruk og den blå-grønne infrastrukturen viser at spesielt arealtype og den geografiske plasseringen av ulike områder har betydning for forekomsten av arter. Områdets størrelse ser ut til å ha positiv korrelasjon med antall artsregistreringer, mens områdets form har en liten betydning. Ikke minst utformingen av den blå-grønne infrastrukturen samt grad av sammenheng mellom de ulike typene grønne arealer spiller en stor rolle for det som skjer med artsmangfoldet.

INNHALDSFORTEGNELSE

Forord	2
Sammendrag	3
Innholdsfortegnelse	4
Begreper	6
Innledning	7
Landskapsøkologisk teori om landskap og forekomsten av arter	10
Heterogenitet og fragmentering	10
Teoriene	11
Landskapsøkologiske parametere: å måle landskap	14
Biodiversitet	16
Biodiversitet (særlig plantediversitet) i urbane områder	17
Vurdere og måle biodiversitet	18
Studieområdet	19
Metode	21
Viktige avgjørelser: skala og artsgruppe	21
Data og materiale	21
Artsdata.....	21
Rødlisten og svartelisten	22
Kart.....	22
QGIS og analyser.....	23
Resultater	24
Spørsmål 1: Hvilke artsregistreringer er gjort i Oslo kommunen?	24
Spørsmål 2: Hvorvidt den eksisterende blå-grønne infrastrukturen i byen støtter artsmangfoldet?	28

Spørsmål 3: Er det noen sammenheng mellom forekomsten av arter og den romlige organiseringen av landskapet og dets kvaliteter?.....	32
Diskusjon.....	33
Spørsmål 1: Artsobservasjoner.....	33
Spørsmål 2: Den blå-grønne infrastrukturen og areal typer.....	35
Spørsmål 3: Landskapskvaliteter.....	36
Konklusjon.....	37
Vedlegg.....	38
Vedlegg A. Registreringer av rødlistede arter av karplanter i Oslo kommune	38
Vedlegg B. Registreringer av fremmede arter av karplanter i Oslo kommune	39
Referanser.....	40

BEGREPER

Mesteparten av litteraturen om landskapsøkologi er skrevet på engelsk. Der bruker man et velutviklet "system" av faglige begreper, og det er dette begrepsapparatet de fleste som jobber innenfor feltet er vant til. Landskapsøkologisk terminologi på norsk er nok litt mindre brukt, og noe av grunnen kan ligge blant annet i at det ikke alltid finnes like presise (og like gjenkjennelige) ord for samme fenomener, som det gjør i engelsk.

Under kommer en liste over de mest sentrale landskapsøkologiske begreper på engelsk med respektive oversettelser til norsk. I oppgaven bruker jeg hovedsakelig norske varianter, med unntak av noen få ganger da bruk av engelske ord hjelper til med å være mer presis.

Landskapsøkologiske begreper:

Mosaic: mosaikk

Patch: lapp, øy, (relativt homogene landskapselementer), (flekk), område, habitat

Matrix: det øvrige landskapet, det tilliggende landskapet, det omkringliggende landskapet

Corridor: korridor

Barrier: barriere

Source/ sink populasjon : overskudds- og underskuddsområder (-populasjoner)

Fragmentation: fragmentering

Habitat: habitat, leveområde

Edge: kant

Edge effekt: kanteffekt

Connectivity: sammenheng, grad av sammenheng

Isolation: isolering, grad av isolering

Ecotone: økologisk gradient, økoton

Transition sone: overgangssone

Spatial metrics: romlige indekser

INNLEDNING

Antall mennesker på jordkloden øker (UN 2017), samtidig som det pågår en økende urbanisering (Lee & Guadagno 2015) og en kontinuerlig utvikling av teknologi. Kombinasjonen av disse faktorene gjør at mennesker bruker stadig mer av naturressurser og arealer på planeten (Earth Overshoot Day 2017; Global Footprint Network 2017), noe som også fører til stadig økende press på arter og økosystemer (WWF 2016). **Overdrevet tap av biologisk mangfold** er en realitet: grovt beregnet, har populasjoner av overvåkede arter blitt redusert med hele 58% i perioden fra 1970 til 2012 (WWF 2016), og det er ingenting som skulle tilsi at trenden har snudd. Tap av biomangfold er et av de største moderne globale miljøproblemene menneskeheten står overfor, og det har potensialet til å utvikle seg til en miljøkatastrofe (Rockström et al. 2009).

Biologisk mangfold omfatter tre hovednivåer for variasjon: genetisk variasjon, artsmangfold og mangfold av økosystemer (SABIMA). Den iboende kompleksiteten til fenomenet sørger for at variasjon er en konstant tilstedeværende kvalitet i naturen, der intrikate samspill mellom ulike deler av det globale økosystemet gjør det mulig for variasjonen å bli realisert. Mangfold gjør økosystemer stabile, der ulike elementer direkte eller indirekte støtter hverandre. Mangfoldet er samtidig nøkkelen til forandring: økosystemer eksisterer i en dynamisk balansetilstand, der ulike deler er tett sammenbundet og påvirker hverandre. Dessuten skaper mangfold muligheter for tilpasning og slik sett gjør det mulig å overleve i møte med forandring.

Variasjon av liv på planeten er også grunnlaget for menneskehetens eksistens, og denne variasjonen er det umulig å finne erstatning for. Tap av biologisk mangfold (utover det som er naturlig for et gitt økosystem i en gitt tilstand) leder til tap av viktige interaksjoner og funksjoner, som i sin tur påvirker andre arter samt økosystemer. På sikt kan tapet bli så stort at flere viktige samspill og interaksjoner kan miste sitt grunnlag og dermed falle helt bort – noe som vil kunne true både vår eksistens og store deler av naturen slik vi kjenner den i dag.

For å kunne bevare mangfold av organismer på planeten, må vi vite mer om hvilke faktorer som har betydning i denne sammenheng. Ved siden av et overforbruk av ressurser og overhøsting av arter, bredspekteret forurensning, tap av naturarealer og stadig økende klimaendringer samt direkte ødeleggelse av leveområder og forringelse av habitatkvalitet (WWF 2016), har **forandring i den romlige organiseringen** av (natur)områder en stor betydning i denne sammenheng. Landskapets utforming påvirker arters muligheter for forflytning, rekolonisering og etablering i nye områder og dermed har betydning for interaksjoner mellom arter, og dessuten kan den påvirke habitatkvalitet.

Landskapsøkologi er et relativt ungt vitenskapsfelt som studerer nettopp landskapets romlige organisering i et mangfold av ulike perspektiver (IALE), eller, sagt på en annen måte, avdekker sammenheng mellom den romlige organiseringen av et landskap (også i forhold til tidsperspektivet) og dets andre kvaliteter og komponenter deriblant tilstedeværelse og fordeling av arter (IALE (2013) gjengitt av Jorgensen et al. (2015)). Landskapsøkologien baserer seg på flere viktige grunnteorier som forholdet mellom arter og areal (species-area curve), Øyteori (Island Biogeography Theory eller IBT), teori om metapopulasjoner (Metapopulation Theory) og metasamfunn (Metacommunity Theory), samt flere støtteteorier som teori om hierarkier (Collinge 2009). Alle disse bidrar til å forklare forekomsten av arter i ulike deler av landskapet.

I løpet av de siste tiårene og fram til i dag har det vært gjort en god del landskapsøkologiske studier med fokus på biomangfold. Per i dag vet vi at forhold som blant annet størrelse og form til habitater, grad av isolering fra lignende områder (eller tilknytningsgraden til dem), kontrast mellom et gitt område og omkringliggende landskap er med på å påvirke forekomst og spredning av organismer. Det er gjort viktige framskritt på flere områder, deriblant i analyse av landskapets romlige strukturer ved hjelp av romlige indekser (McGarigal & Marks 1995). Det er også gjort mye knyttet til å bygge modeller for å forklare sammenhenger mellom landskapsutforming og artsmangfold, og knyttet til landskapsendringer over tid.

I begynnelsen fokuserte man i landskapsundersøkelser primært på kulturlandskap og naturområder, men interessen for å studere bylandskap har økt med en erkjennelse av at de er langt fra å være ”biologiske ørkener” (Sandström et al. 2006). Studier, gjort i de siste (ti-)årene, viser at det er en betydelig biologisk diversitet i urbane områder, som er noe av årsaken til at byer ofte ligger i områder rike på naturressurser (*hotspots* for biomangfold). I dag snakker man om byer som egne økosystemer, der blant annet mangfold av karplanter spiller en viktig rolle ved å skape grunnlag for mangfold av andre arter, blant annet viktige pollinatorer (Hall et al. 2017).

Fokus på bevaring og støtte av biomangfold nettopp i urbane områder kan vise seg å ha en stor betydning for å kunne lykkes med å bevare biodiversitet på planeten som sådan. Den moderne utviklingen generelt og urbanisering spesielt fører til at det blir færre opprinnelige leveområder for et mangfold av organismer. Det blir stadig flere interesse- og arealkonflikter som foregår både mellom mennesker og andre arter og mellom ulike interesser i samfunnet, der det siste inkluderer konflikter mellom vern og bruk av arealer. Samtidig er vi vitner til et paradigmeskifte som har begynt de siste årene: fra strengt områdevern til forsvarlig bruk etter prinsipper av bærekraftig utvikling. Nettopp her kommer byområder inn i bildet når det gjelder muligheter for å bevare biomangfold.

Urbane områder skiller seg betraktelig fra både intakte naturområder og fra jordbruksområder. Forskjeller kan måles på mange ulike måter, inkludert den romlige organiseringen. Men i tillegg til forskjeller er det også mange likheter, slik at landskapsøkologisk teori også med fordel kan brukes i byer. Samtidig, passer kanskje den grunnleggende landskapsøkologiske modellen (*patch – corridor – matrix*) ekstra godt nettopp i urbant landskap, der kontrasten mellom arealer er større og mer tydelige enn i mer eller mindre naturnære landskap.

Bedre kunnskap om måten landskapets innhold og romlige organisering påvirker forekomst og spredning av ulike arter i urbane områder kan ha en stor betydning i forhold til både forvaltning, bevaring og planlegging. Det kan bli et viktig bidrag til konseptet om fremtidige, grønne og bærekraftige, byer. Det vil også bidra til å øke vår generelle kompetanse innen landskapsøkologi og om biologisk mangfold. Dessuten vil kunnskapen om og fokus på en ”fredelig sameksistens” mellom mennesker og den øvrige naturen kunne gjøre mange mer bevisst på problemer knyttet til biodiversitet.

I denne oppgaven skal jeg fokusere på tre hovedspørsmål:

- (1) Hvilke data om artsmangfold som er tilgjengelige og hva slags informasjon man kan hente ut av dem?*
- (2) Hvilken betydning har den blå-grønne infrastrukturen i Oslo for forekomsten av ulike arter?*
- (3) Kan artsmangfold i Oslo forklares med de romlige landskapsmønstrene og landskapskvaliteter?*

Gitt naturlige begrensninger for masteroppgaver som denne, velger jeg å fokusere utelukkende på karplanter. De geografiske rammene for studiet faller sammen med Oslos bygrenser, men i noen tilfeller bruker jeg data for hele Oslo kommune.

LANDSKAPSØKOLOGISK TEORI OM LANDSKAP OG FOREKOMSTEN AV ARTER

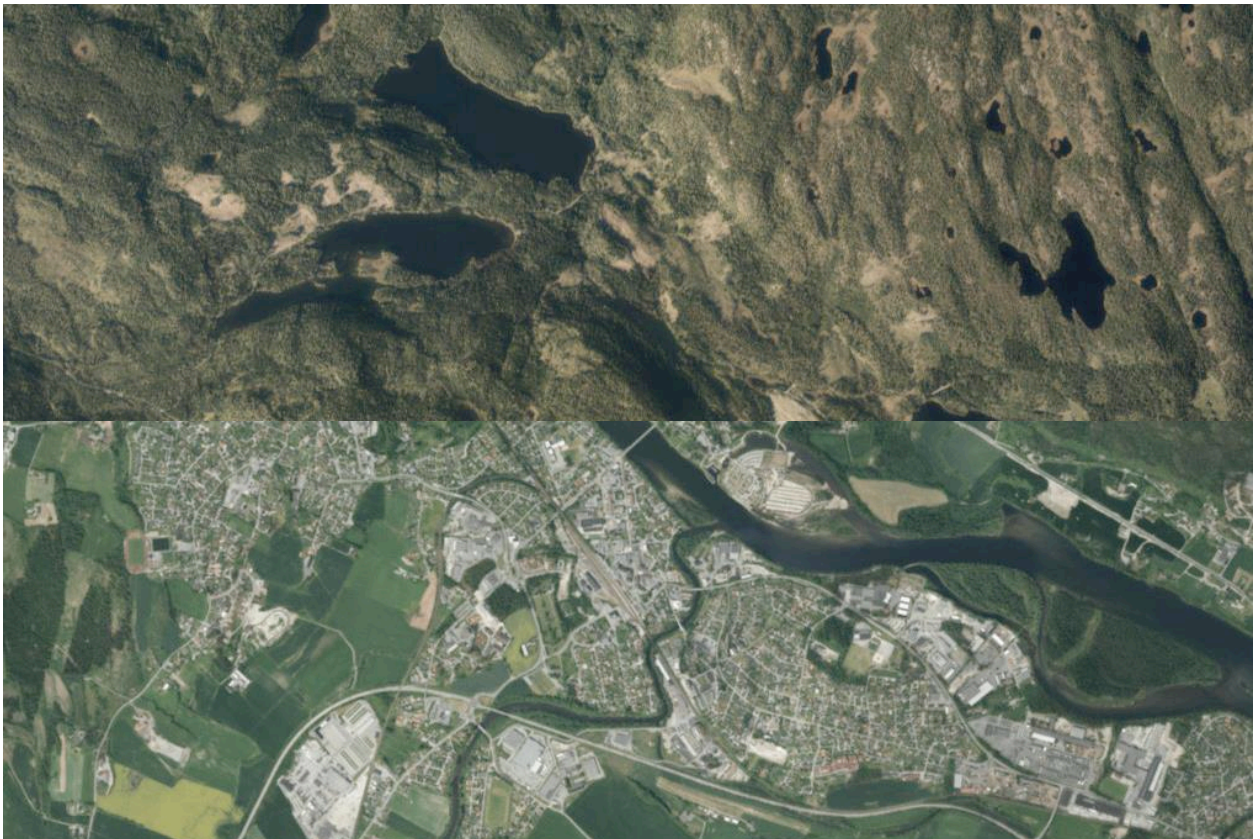
Utvikling av landskapsøkologi som vitenskapsfelt kom for alvor i gang på 1960-tallet (Collinge 2009). Siden den gang har feltet utviklet seg betraktelig, og i dag har landskapsøkologi fått et solid teoretisk grunnlag. Landskapsøkologiske teorier framlegger forslag til ulike forklaringer knyttet til sammenheng mellom den romlige organiseringen av landskapet og dets ulike kvaliteter, inkludert forhold ved arts mangfold som tilstedeværelse og utbredelse av arter.

Heterogenitet og fragmentering

Heterogenitet, eller variasjon (figur 1), er en av de mest grunnleggende landskapskvalitetene. Landskap dannes som et resultat av samhandling mellom en lang rekke abiotiske og biotiske faktorer (berggrunn og geologiske prosesser, klima og ulike naturkrefter samt aktiviteter til levende organismer), varierende kombinasjoner av hvilke skaper mangfold av landskapselementer som danner ulike landskapstyper. Naturlig landskap forandrer seg gradvis langs miljøgradienter (Artsdatabanken), og det endrer seg sakte over tid. En slik heterogenitet ligger til grunn for et mangfold av ulike økologiske nisjer som blir kolonisert av et mangfold av arter. Med andre ord: heterogenitet i landskapet fremmer biologisk mangfold (for eksempel, argumentasjon hos Yang et al. (2015)).

Menneskelige påvirkninger på landskap bygger på andre forutsetninger: her er det våre behov, ønsker, ideer, muligheter og teknologi, samt den politiske, sosiale og økonomiske situasjonen som spiller inn. Slike forandringer er i bunn og grunn rettet mot å gjøre naturen mer tilgjengelig og brukbar for oss selv. Resultatet blir landskap med andre egenskaper enn det naturlig landskap har: andre landskapselementer, ulik plassering av dem, annen intensitet av hendelser og så videre. Endringer foregår dessuten i en annen tidsskala enn den som gradvise naturlige endringer pleier å skje i (Collinge 2009).

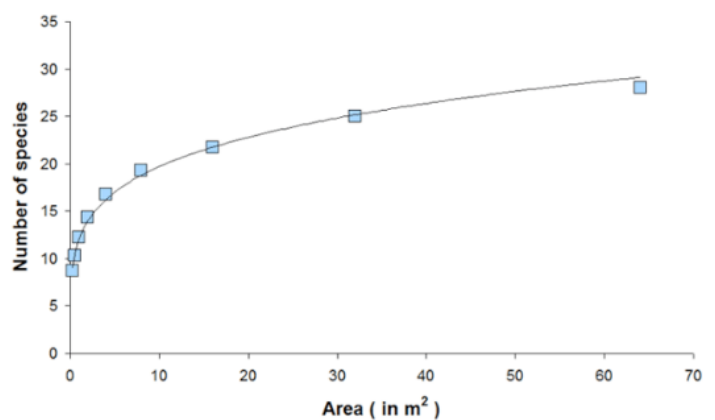
Av hele spekteret av menneskeskapte påvirkninger på landskap er **fragmentering av naturlige habitater** (figur 1) kanskje den mest utbredte (Collinge 2009). Men i motsetning til naturlig heterogenitet utgjør menneskeskapt fragmentering en stor trussel for biodiversitet ved å lede til forminskning av opprinnelige leveområder, uheldige endringer i form, struktur og organisering av landskapselementer samt økt andel kantsoner. Kjernen i denne forskjellen er at menneskeskapte forandringer ofte går på tvers av det som til enhver tid skapes som et naturlig resultat av samspillet mellom ulike deler av naturen: man deler opp store sammenhengende naturområder og lager samtidig homogene arealer der det har vært heterogent landskap før.



Figur 1– Naturlig heterogent landskap (øverst) kontra menneskeskapt fragmentering (kilde: Naturbase)

Teoriene

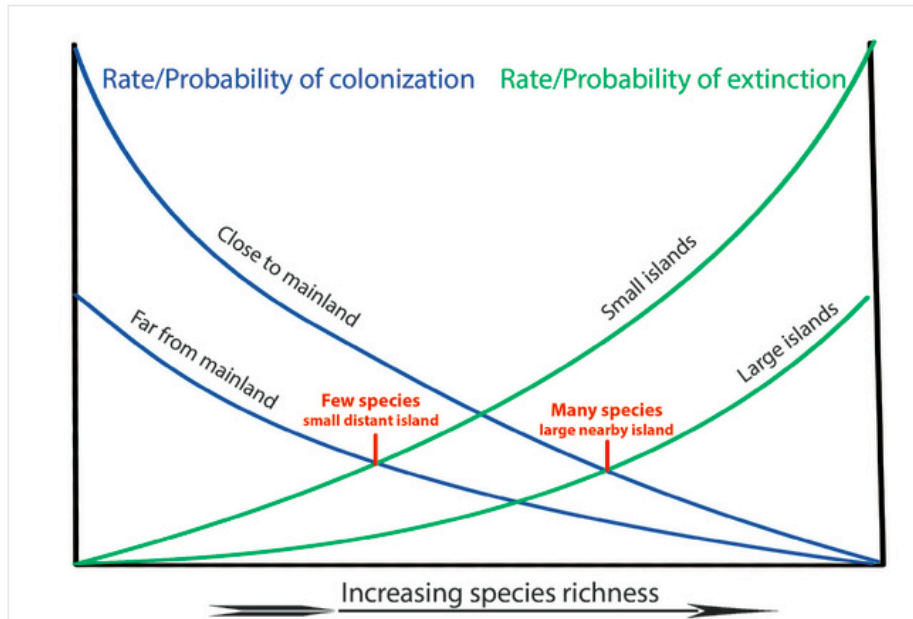
Forhold mellom arter og areal (figur 2) forutsier arts mangfoldet i ulike habitater ved å ta i betraktning kun habitatstørrelse, og hovedregelen sier at større områder huser flere arter (Cain 1938). Økologer fremlegger flere ulike forklaringer på dette: (1) at større arealer ganske enkelt huser flere individer, og dermed også flere arter, (2) at større arealer inkluderer flere ulike økologiske nisjer, og dermed også flere arter, (3) at i større områder flytter den dynamiske balansen mellom innvandring og utryddelse seg slik at det blir flere individer tilstede (Collinge 2009). Den siste forklaringen stammer fra Øyteorien.



Figur 2 – Kurven som viser grunnleggende forhold mellom arter og areal (kilde: Wikipedia)

Øyeteorien (*Island Biogeography Theory*, IBT) ble presentert av Robert MacArthur og Edward O. Wilson i 1967 (Collinge 2009). Forskere prøvde å forutsi artsmangfold på øyer ikke bare basert på deres størrelse, men også på avstand fra fastlandet (isolering). Teorien ble testet på en gruppe øyer i Florida Keys, der forskere fant at antall arter som befinner seg på øyer avspeiler likevekt mellom innvandring og utryddelse (figur 3), og er dermed en funksjon av isolering av habitat.

THE ECOLOGICAL MODEL OF ISLAND BIOGEOGRAPHY



Figur 3 – Grafisk fremstilling av likevekt mellom innvandring og utryddelse i IBT (Island Biogeography)

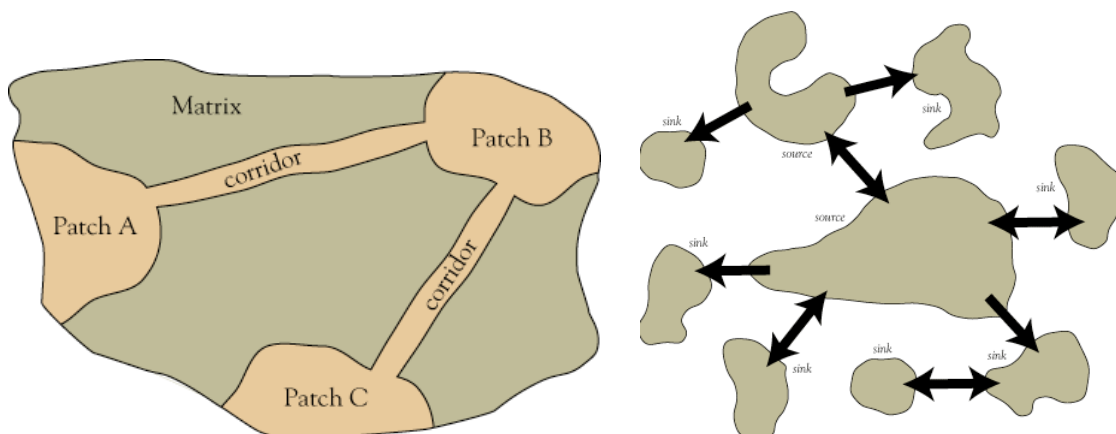
Konklusjonene som kom ut av dette studiet viste seg å være til nytte også utenfor feltet av biogeografien: teorien ble senere brukt i SLOSS-debatten ("*Single Large or Several Small*") om verneområder på land, der man forsøkte å anvende den i analyser av naturreservater. Direkte overføring av teorien fra øyer til landområder fungerte imidlertid ikke – noe Janzen (1996) satt ord på i sin artikkel med tittelen "*No Parks is an Island*", der han poengterte viktigheten av å ta i betraktning egenskaper ved omkringliggende landskap. Dette ga impuls til revurdering og videre utvikling av teorien som ble tatt i bruk av landskapsøkologien i en "modifisert" form.

Landskapsøkologien ser på et landskap som et lappeteppe, eller mosaikk, bestående av mange små områder (eng. *patches*). Avhengig av hvilken type områder man fokuserer på, vil disse bli definert som "lapper" plassert i det øvrige landskapet (eng. *matrix*). *Patches* og *matrix* har ofte veldig ulike kvaliteter (det vil si stor kontrast). Likevel er det en vesentlig forskjell mellom sjøen i det opprinnelige studiet og *matrix* i landskapsøkologi: det siste kan ha veldig ulike kvaliteter og begrenser seg ikke til å være bare et fremmed og ubrukelig miljø for arter som bor i "lapper". Denne tilnærmingen, som tar i betraktning effekter av *matrix*

(”landskapseffekter”), er en av flere utvidelser og modifiseringer av IBT på land (Collinge 2009; Forman & Godron 1986).

Kvaliteter til *matrix*, eller det øvrige landskapet, spiller en veldig viktig rolle blant annet for arters muligheter til spredning. Forflytting er et grunnleggende behov og en forutsetning for overlevelse: i noen tilfeller kan man ikke unngå å krysse mindre egnede deler av landskapet for å finne mat, finne en make, rømme fra en predator eller finne et nytt levested og kolonisere nye områder. I slike tilfeller vil kvaliteter til *matrix* definere om det kommer til å fungere som en hindring i veien. Samme landskapselementer kan nemlig fungere som enten barrierer eller korridorer, alt ettersom hvilke organismer det er snakk om. Dette er den andre modifiseringen av IBT på land (Collinge 2009), og herfra stammer også **den grunnleggende landskapsmodellen** (*basic landscape model*): *patch – corridor – matrix* (figur 4, til venstre).

Også arters koloniseringsevne har uten tvil en stor betydning her. **Metapopulasjonsteorien** utfyller vår forståelse av denne dynamikken ved å framlegge et konsept om populasjoner som dynamiske systemer, bestående av flere subpopulasjoner knyttet sammen med varige eller midlertidige ”bånd” (kolonisering som foregår fra overskudds- til underskuddsområder) (figur 4, til høyre). **Teorien om metasamfunn** tar disse dynamiske forbindelser et nivå høyere ved å studerer sammensetninger av arter *innenfor samme økosystem* (Collinge 2009).



Figur 4 – Skjematisk fremstilling av den grunnleggende landskapsmodellen *patch–corridor–matrix* (til venstre) samt en modell for metapopulasjon (kilde: <http://www.ca.uky.edu>)

Avstand mellom lignende habitater (*patches*) kan påvirke koloniseringsevne og utryddeshastighet (*extinction rate*): det siste heter **the rescue effect** og er den tredje utvidelsen av IBT (Collinge 2009). Dessuten har også områdeform betydning her: den står i direkte sammenheng med det som heter kanteffekt, som er en påvirkning definert av forskjellen i kvaliteter mellom to nabohabitater.

Alt i alt, per i dag kan man definere flere grunnleggende sammenhenger mellom landskapets innhold og romlige organisering og arts mangfold:

- heterogenitet i landskapet skaper muligheter for at flere arter finner leveområder,
- jo større et område er, desto flere arter kan man forvente (som betyr større arts mangfold),
- jo større et habitat er, desto flere individer kan man forvente,
- jo nærmere sirkulær form et område er, jo mindre betydning har kanteffekter, og jo større er kjernedelen av området (gitt samme areal),
- større likheter mellom *patch* og *matrix* (mindre kontrast) gjør at det øvrige landskapet kan bli mer brukt og risikoen ved å bevege seg der reduseres, noe som øker muligheter for vellykket forflytting og dermed kolonisering av nye avsidesliggende habitater,
- isolering av små områder påvirker arts mangfold blant annet gjennom balansen mellom innvandring og utryddelse,
- romlig sammenheng, derimot, øker muligheter til organismers forflytting og dermed øker muligheter for kolonisering,
- fragmentering kan ha negativ effekt på arts mangfold blant annet fordi leveområder blir for små for enkelte arter,
- når leveområder i landskapet finnes som mindre, isolerte habitater, kan disse i enkelte tilfeller fungere sammen ved at det etableres metapopulasjoner.

Landskapsøkologiske parametere: å måle landskap

For å kunne kvantitativt sammenligne og vurdere endringer i landskap over tid, må man kunne måle det. Per dags dato har det blitt utarbeidet en lang rekke av ulike parametere (*spatial metrics*) som gir informasjon om ulike kvaliteter ved et landskap. Alle parametere kan bli organisert hierarkisk i tre grupper etter nivå de hører til (McGarigal 2008): habitat-nivå, habitat-type-nivå (habitat-gruppe-nivå) og nivå til det øvrige landskapet. Tabell 1 (Emelianova 2017) gjengir et utvalg av parametere, beskrevet hos McGarigal (2008).

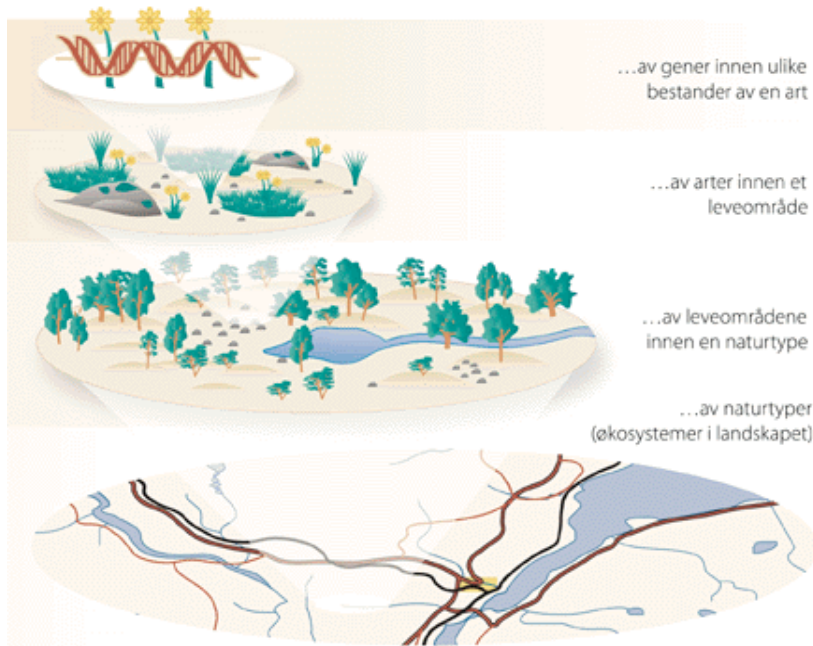
Tabell 1 – Taxonomy of landscape metrics, based on McGarigal (2008) (tatt fra Emelianova (2017))

Level of heterogeneity Aspect of pattern	Patch	Class	Landscape
Area & edge	Patch area Patch radius of gyration	Class area, or percentage of landscape	Total edge or edge density Largest patch index
Shape	Perimeter-area ratio Shape index Fractal dimension index	Perimeter-area fractal dimension	
Core area	Patch core area Core area index	Total core area, or core area percent of landscape	
Contrast	Edge contrast index		
		Contrast-weighted edge density	
Dispersion & interspersion	--	Contagion index, aggregation index, clumpiness index, patch cohesion index, Landscape shape index etc.	
Subdivision	--	Number of patches & patch density, effective mesh size etc.	
Isolation	--	Euclidian nearest neighbour distance, connectance index, similarity index etc.	
Diversity	--	Patch richness, relative patch richness, evenness indexes, diversity indexes	

Noen parametere er enkle (som områdestørrelse eller mengde av en gitt habitattype i det øvrige landskapet), mens andre er mer kompliserte (som grad av isolering eller fragmentering). I tillegg til alle de overnevnte kan kvantitative egenskaper (for eksempel type arealbruk, høyde på vegetasjonen og andre) bli tatt i betraktning.

BIODIVERSITET

Biodiversitet forstås i bred forstand som ”*the variability of life (composition, structure and function)*” (Savard et al. 2000). Det er oppbygd hierarkisk (figur 5) og omfatter variasjon innen og mellom biologiske artene samt mangfold av økosystemer, naturtyper, miljø og økologiske prosesser som disse artene har tilknytning til (UN 1992), der de ulike delene utfyller hverandre og samhandler i varierende grad.



Figur 5 – Nivåer av variasjon (Klima- og miljødepartementet 2001)

Grunnleggende lokale forhold (som berggrunn, jordsmonn, vannsirkulasjon, klima, sesonger med flere) danner fundamentet for et utvalg av naturtyper som i sin tur huser gitte sammensetninger av arter. Samtidig, blir miljøet selv påvirket og forandret av organismer. Denne typen sameksistens og gjensidig påvirkning gjør biodiversitet – og artsmangfold spesielt – til et dynamisk fenomen og ikke en konstant størrelse. Forandringer i biomangfold omfatter alt fra små usynlige justeringer i liten skala til lett merkbare og mer alvorlige langtidsforandringer.

Sett fra et landskapsøkologisk perspektiv, så er det samspill mellom lokale faktorer på et gitt sted (*patch*) og påvirkning fra det øvrige landskapet (*matrix*) som bestemmer biodiversitet på dette stedet (Angold et al. 2006). Gitt at landskapet generelt (*matrix*) er sterkt forandret i urbane områder, er det rimelig å forvente at biodiversitet i byens grønne arealer vil være forskjellig fra biodiversitet i lignende habitater (*patch*) som ligger utenfor byene.

Biodiversitet (særlig plantediversitet) i urbane områder

Begrepet biodiversitet er ikke utelukkende knyttet til intakte naturområder, for det er mye biologisk mangfold å finne også i et urbant landskap. Noe av grunnen til dette ligger i at byer oftest er etablert i områder rike på naturressurser. I de siste årene har man fått mer og mer interesse for urban biodiversitet: det har vært gjennomført flere studier som blant annet registrerte et betydelig mangfold av planter, dyr og insekter i ulike byer i ulike deler av verden.

I urbane områder finner man kun rester av naturlig vegetasjon som er bevart i små og store grønne flekker inneklemt mellom veier og bygninger. Bysentrum karakteriseres oftest med veldig høy grad av arealutnyttelse og høy byggetetthet, så grønne områder i bykjernen er derfor oftest nøye planlagt og preget av kontinuerlig vedlikehold, og vegetasjonen er for det meste plantet. Prosentandel grønne områder øker vanligvis fra de sentrale områdene mot utkanten av byen samtidig som arealene blir mer variable i form og funksjon. Det er ofte mindre vedlikehold og plantesammensetningen blir derfor i mindre grad kontrollert av mennesker. Slike forandringer i mengde og kvaliteter til urbane grønne arealer gjør at plantesamfunn forandrer seg gradvis fra sentrum til utkant og de blir gjerne mer lik naturlig vegetasjon i området.

Artsmangfold i urbane områder har sine spesielle trekk. Noe av det viktigste er at i tillegg til naturlig forekommende arter omfatter det en stor del introduserte, eller fremmede, arter. Det er forandringer i fysiske, kjemiske, biologiske og romlige forhold som gjør byer ubeboelige for enkelte, ellers vanlige lokale, arter, og attraktive for nye, tidligere fraværende, arter. Til tider er det ekstreme forhold på enkelte parametere i forhold til ”normalen” for området ellers (for eksempel temperaturer, forurensning, tilgang til en rekke næringsstoffer og så videre), og dette gjør at urbane områder tiltrekker og favoriserer organismer som vanligvis er begrenset i forhold til disse.

På denne måten har selve byområdene en sterk påvirkning på artssammensetning. Mennesker på sin side bidrar ytterligere til både ankomst og etablering av nye arter ved både målrettet og tilfeldig innføring, der blant annet utvikling av transport og endringer i handlingsmønstre spiller en viktig rolle. Store likheter i miljøforhold mellom byer verden rundt gjør at fremmede arter kan etablere seg i byer som ligger langt utenfor deres naturlige utbredelsesområder (for eksempel, fremmed i Norge er plantearten rynkerose (*Rosa rugosa*) som opprinnelig kommer fra Nordøst-Asia). På denne måten blir urban diversitet mer og mer uniform, og i noen tilfeller vil likhetene være større mellom ulike byer enn mellom en by og et omkringliggende landskap.

Likevel er det også mulig å finne sjeldne og truede arter i byer: de blir oftest ”bevart” i stabile områder med tilnærmet naturlig vegetasjon og lite eller ingen skjøtsel, for eksempel store parker, kirkegårder eller verneområder. Sjeldne arter kan også ha tilknytning til gamle naturområder eller spesielle levesteder som sjeldne naturtyper. Dessuten kan enkeltstående gamle trær (spesielt hule eiker) fungere som *hotspots* for biodiversitet (særlig insekter).

Vurdere og måle biodiversitet

Som i tilfellet med landskap, må man kunne måle biodiversitet for å vurdere det. Å måle biodiversitet dreier seg ikke utelukkende om å finne ut av antall arter i et gitt område. Selv om det er en av de viktigste indikatorene, gir den ikke utfyllende informasjon om biomangfold. Kunnskap om forandringer i artsmangfold over tid og vurdering av dets ulike kvaliteter (artenes tilstand, antall individer, interaksjoner med andre arter og så videre) er minst like viktig i denne sammenheng.

Vurdering av biodiversitet forutsetter at man har en målestokk man kan bruke til å sammenligne sine funn med: i tilfellet med urbane områder er det informasjon om naturlig forekommende arter, økosystemer og naturtyper (tilgjengelige observasjoner og data). Historisk perspektiv på forandringer i biomangfold kan hjelpe til både å forstå bedre den nåværende situasjonen, men også, muligens, kunne si noe om utvikling i framtid. Dette kan ha spesielt stor betydning i forhold til framtidige endringer som er forutsatt av hendelse i fortid (som i tilfellet med fenomenet *extinction debt*).

Den kvalitative vurderingen av biomangfoldet er en viktig utfyllende del i den øvrige vurderingen. Så for å vurdere kvalitet til artsmangfoldet, kan man for eksempel bruke ulike grupper arter som indikatorer:

- **Typiske arter** ("økosystemarkitekterne") danner ”basen” for resten av den biologiske delen av økosystemet,
- **Nøkkelarter** utfører spesielle funksjoner og bidrar vesentlig til økosystemets fungering,
- **Sjeldne/rødlistede/truede arter** indikerer spesielle og sjeldne forhold/ naturtyper,
- **Fremmede arter** indikerer ubalanse i økosystemet (dvs. økosystemets forandring i retning av andre typer økosystemer).

Så biodiversitet i urbane områder er et komplekst begrep som både har en kvantitativ (antall arter, økosystemer, naturtyper) og en kvalitativ (hvilke arter, økosystemer, naturtyper som er representert) side, som begge bør være med i vurderingen.

STUDIEOMRÅDET

Oslo, som er både by-kommune og et eget fylke, ligger innerst i Oslofjorden, midt i det sentrale østlandsområdet. Det er Norges største by med sine 666 759 innbyggere (per 1. januar 2017, (SSB 2017)) og med befolkningstetthet på ca.5000 innbyggere per km² (SSB 2016). *Den tetteste delen av byen er den sentrale delen, som ligger nedsenket i landskapet omkranset av grønne åser.*

Oslo er en moderne by i utvikling og er samtidig en av de mest miljøvennlige byene i Europa (tredje plass i European Green City Index (EIU 2012)) som kjemper om status som ”Europas grønne hovedstad”. Oslo-området er en av de mest artsrike i Norge (Norsk naturarv), men det er også her det største presset på naturen er i Norge.

Mange ulike faktorer setter forutsetninger for og definerer biomangfold i Oslo: geologi, geografi, landskap, klima, menneskepåvirkning og utvikling av urbant miljø. Videre følger en kort beskrivelse av det viktigste i denne sammenheng.

Geologi

Oslo er kjent for sin berggrunn: Oslofeltet er et unikt tilfelle der i tillegg til de unge er også deler av de gamle bergartene bevart (Spjeldnæs & Askheim 2015). I byens grenser finner man tre helt forskjellige berggrunnstyper: grunnfjell i sørøst, kambrosilurbergarter i de sentrale strøk (grunnlaget for kalkrike naturtyper) og i sørvest, og permiske magmabergarter i nord (Bryhni 2009). Variasjon av bergarter ligger til grunn for variasjon av vegetasjonstyper.

Landskap

Berggrunnen og den geologiske historien er dessuten den viktigste betingelsen for dannelsen av ulike landskapsformer (Bryhni 2009). Spesielt smelting og bevegelser av isen mot slutten av den siste istiden spilte en stor rolle i dannelsen av det moderne landskapet i sentrale deler av byen (marine avsetninger av leire, sand og sand ført av isfronten, spor i landskapet) (Bryhni 2009). Mens landskapet i de nordlige delene var mye påvirket av et sterkt vulkanisk virksomhet og avsetning av lava (Bryhni 2009).

Bylandskap i kommunikasjon med naturen

Bylandskap i Oslo og dets kommunikasjon med naturen har forandret seg mye siden byen ble grunnlagt i første halvdel av 1000-tallet. I begynnelsen var det et tettsted av små hus og smale gater med areal som begrenset seg til nåværende Gamlebyen og med befolkning på tre til fire tusen mennesker (Rasmussen & Tvedt 2012). I kirkegårder og i klostre dyrket man på den

tid importerte planter (arkeofytter): mange av dem spredte seg senere fra hager og ble en del av området vanlige flora slik vi kjenner den i dag (eksempler på det er spansk kjørvel, svarthyll og akeleie).

På 1700-tallet endret Oslo seg gradvis til å bli en handelsby – takket være byens utmerkede geografiske plassering som knutepunkt mellom fjorden (sjøen) og landveier fra nord, sør og øst (Rasmussen & Tvedt 2012). Økt handel førte til at flere fremmede arter kom seg til byen enten tilfeldig eller brakt av mennesker.

Fra 1840-årene begynte industrien å vokse og byen forandret sin utseende på nytt. Fra tidlig på 1800-tallet begynte man å etablere parker som senere ble til et stort nettverk av grønne områder. Oslo fortsatte å vokse med flere byutvidelser og mye boligbygging fra slutten av 1880-årene og til begynnelsen av 1900-tallet, og i midten av 1900-tallet begynte man utbyggingen av de store og grønne drabantbyene (Rasmussen & Tvedt 2012). Markagrensen ble satt opp som en ”hellig sort strekk” i Generalplan for Stor-Oslo i 1934 (Alsvik).

Fra 1960-årene kunne man begynne å se konturene av det moderne Oslo: store deler av byen endret seg med utbygging av veinettet, bygging av T-banen, sanering av gamle boligområder og bygging av høyblokker (Rasmussen & Tvedt 2012) som fortsatte i flere tiår. Utvikling av samferdselssektoren, endrete handelsmønstre, utvikling av turisme, økt biltrafikk og forurensning med mer – alt dette påvirket også biomangfoldet i byen. Samtidig valgte kommunen å satse på videre utvikling av parkområder som det ble etablert flere av etter 2000.

Moderne Oslo karakteriseres med stor variasjon i bylandskap som inkluderer et bredt spekter av svært ulike typer grønne arealer: parker og alleer, kirkegårder og gravplasser, koloni- og parsellhager, treplanting i gater og private hager med mer. Et velutviklet nett av turveier binder Oslos grønne arealer med Marka.

Byen opplever en ny periode med entusiasme til og satsing på byens grønne arealer. Den nye kommuneplanen ”*Oslo mot 2030: smart, trygg og grønn*” har den blå-grønne infrastrukturen (BGI) som en av de prioriterte delene (ByplanOslo).

METODE

Denne oppgaven baserer seg på arbeid med tilgjengelige kart og eksisterende artsdata. Oppgaven dreier seg om å analysere forekomsten av utvalgte arter i forhold til en rekke landskapskvaliteter (som arealbruk og den blå-grønne infrastrukturen, BGI) og i forhold til den romlige organiseringen av landskapet slik det kan måles med ulike landskapsøkologiske indekser (*spatial metrics*).

Viktige avgjørelser: skala og artsgruppe

Fordi landskapet er organisert hierarkisk, er det viktig i landskapsøkologiske undersøkelser å definere skala man jobber utfra for å unngå misforståelser og direkte feil. I denne oppgaven jobber jeg med utgangspunkt i enkeltkartfigurer innenfor en by (Oslo). Den romlige målestokken defineres av datasettene som er tilgjengelige.

Selv om et gitt landskap er det samme for alle, vil det ”oppleves” forskjellig av ulike organismer, definert av deres behov og fysiske muligheter til blant annet forflytting. Valg av en art eller en gruppe arter som man fokuserer på i vurdering av landskap spiller derfor også en avgjørende rolle. I denne oppgaven er det karplanter.

Tidsdimensjon / historisk perspektiv kan tilføre mye nyttig informasjon og åpne for en enda bedre forståelse av prosesser som skjer i landskapet. Det historiske perspektivet ligger *i hovedsak* utenfor rammene av denne oppgaven, mens tidsperspektivet er allikevel tatt inn i noen få tilfeller.

Data og materiale

Artsdata

Flere datasett med artsregistreringer ble lastet ned fra Naturbase (<http://www.miljodirektoratet.no/no/Tjenester-og-verktoy/Database/Naturbase/>). Datasettet ble filtrert for Oslo (kommune 0301) og artsgruppe karplanter. Kun punktobservasjoner ble tatt med i analysen. Artsdata inkluderte:

- arter av særlig stor nasjonal forvaltningsinteresse, utvalg truede arter,
- arter av nasjonal forvaltningsinteresse (nær truede arter og ansvarsarter),
- fremmede arter.

Fra datasettet med arter av nasjonal forvaltningsinteresse ble det kun gjort observasjoner av nær truede arter. Observasjoner av truede og nær truede arter ble lagt sammen og videre brukt som et datasett med observasjoner av rødlistede arter. I analyser ble ulike plantearter i begge artsgruppene (rødlistede og fremmede arter) vurdert sammen.

Rødlisten og svartelisten

Beskrivende informasjon om enkelte truede arter ble hentet fra den siste versjon av nasjonal rødliste *Norsk rødliste for arter 2015* (Artsdatabanken 2015e) som omfatter vurdering av 21402 arter, hvorav 1357 karplanter (Henriksen & Hilmo 2015). Respektivt, informasjon om enkelte svartelistede arter (fremmede arter som kan reprodusere i Norge og som utgjør høy økologisk risiko for naturmangfoldet i Norge (Olerud 2016)) fra datasettet med observasjoner av fremmede arter ble hentet fra *Norsk svarteliste 2012* (Artsdatabanken 2012a).

Kart

Linje-lag av detaljert arealressurskart AR5 (i målestokk 1:5000), lastet ned fra Kilden (nibio.no), fungerte som en "base" for resten av kart og data. I tillegg til det ble **Ortofoto Oslo 2016** (Kartverket 2017) brukt i noen få tilfeller. Ortofoto med bakkeoppløsningen 0,04-0,15m og nøyaktighet $\pm 0,35m$, var hentet via Norge Digitalt.

Med en idé om å vurdere framtidig utvikling av situasjonen med grønne områder i byen ble **kart over den planlagte blå-grønne infrastrukturen** fra Oslos kommuneplan 2015 (*Oslo mot 2030: smart, trygg og grønn*) gjort tilgjengelig fra Bymiljøetaten. Etter vurdering rundt hvilke analyser som skulle gjennomføres viste dette seg likevel å være et uaktuelt datasett og det ble derfor ikke brukt i det videre arbeidet med oppgaven.

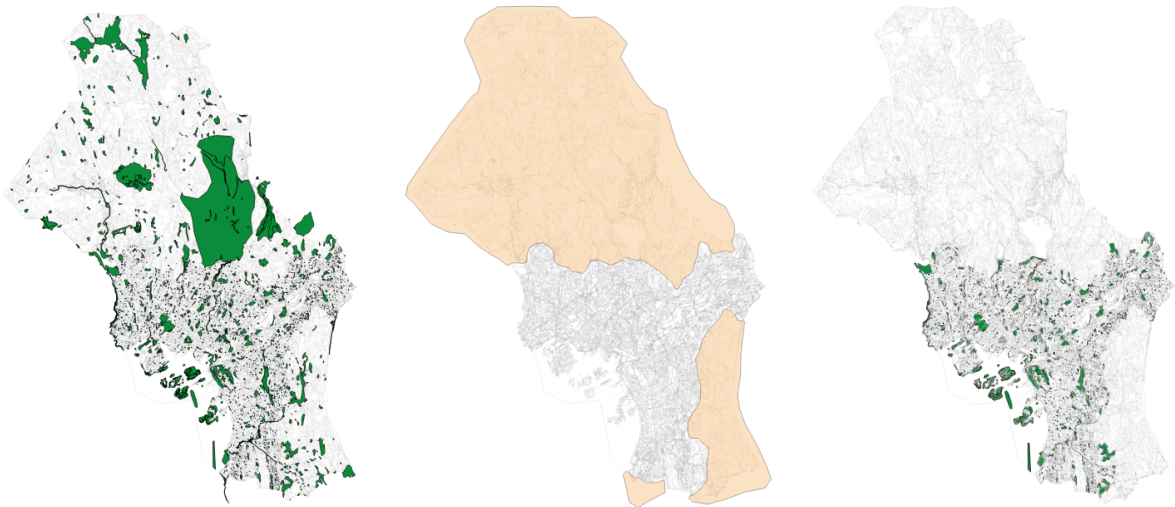
FKB-Arealbruk (a) (Geovekst 2017) ble hentet via Norge Digitalt (i regi av universitetet). FKB-Arealbruk viser den faktiske bruken av arealer uavhengig av andre bruksmåter arealer kunne egne seg til (i motsetning til AR5 kart (polygoner)). Det omfatter et bredt spekter av ulike bruksområder i byens grenser (eksempler på det er parker, anleggsområder, lekeplasser, gravplasser osv.). Tross at FKB-Arealbruk ikke er et kart over grønne områder, i denne oppgaven ble det brukt kart over "naturarealer" innenfor Oslos bygrenser. I det legges tanken om potensialet til å se sammenheng mellom den type arealer og forekomsten av ulike plantearter.

I tillegg til FKB-Arealbruk ble **kart over naturvernområder (b) samt viktige naturtyper (c)** lastet ned fra Miljødirektoratets Naturbase. Disse tre kart (a, b og c) ble senere slått sammen ("merget") i et kart med grønne arealer, der overlapp mellom ulike typer områder ble bevart.

QGIS og analyser

Jeg benyttet QGIS ver.2.10.1–Pisa under arbeidet med oppgaven. GIS-verktøy muliggjør analyser av romlige landskapsforhold i sammenheng med ulike data og er derfor et veldig nyttig verktøy i landskapsøkologien, spesielt når det handler om å jobbe med store mengder informasjon.

Før gjennomføring av selve analysene ble alle kart og artsdata avgrenset til Oslos bygrenser. Dette ble gjort ved at et nytt kartlag med polygoner (.shp) som dekket Marka rundt Oslo ble ”trukket fra” kart med grønne arealer og artsobservasjoner (”*Difference*”-funksjon i QGIS) (figur 6).



Figur 6 – Steg-for-steg avgrensning av kartet med grønne arealer til Oslos bygrenser

Et bredt spekter av ulike funksjoner i QGIS ble benyttet: fra laging av en matrise (”*Create graticule*”) og konvertering av linje-lag til polygon-lag (”*Lines to polygons*”) til analyse av ulike kvaliteter ved de grønne områdene (”*Polygon shape indices*”) og beregning av antall artsobservasjoner i dem (”*Count points in polygons*”).

Korrelasjonsanalyser ble gjort i Excel (Microsoft Office), og der ble også tabeller, pivottabeller og ulike typer grafer laget.

RESULTATER

For bedre oversikt og klarhet ble hovedspørsmålene, som er listet opp i innledningen, delt opp i flere mindre omfattende spørsmål.

Spørsmål 1: Hvilke artsregistreringer er gjort i Oslo kommunen?

I denne delen bruker jeg artsregistreringer gjort i hele Oslo kommune, altså også utenfor byens grenser.

1.1 Hvilke rødlistede og fremmede arter er registrert innenfor Oslo kommunegrenser?

Lister over registrerte individer av henholdsvis rødlistede og fremmede planter (Vedlegg A og B respektivt) viser til totalt 2028 observasjoner av rødlistede og 3000 observasjoner av fremmede arter gjort i hele Oslo kommune siden begynnelsen av artsregistreringer på midten av 1900-tallet. Av disse er det gjort 1691 og 2797 observasjoner i respektive kategorier (83,4% og 93,2% av det samlede antallet) innenfor byens grenser.

Blant rødlistede arter er det flest observasjoner av ask (205, truet art), alm (179, truet art), dragehode (139, truet art), aksveronika (112, truet art), knollmjødur (104, nær truet), blærestarr (98, truet art), sølvasal (66, nær truet), nikkesmelle (52, nær truet) og krusfrø (51, nær truet).

Trusselnivået for ask (*Fraxinus excelsior* L.) ble hevet fra nær truet (NT) til sårbar (VU) i den siste utgaven av *Norsk rødliste for arter* (2015). Grunnen til det er en sterk pågående bestandsreduksjon som skyldes en nylig etablert soppsykdom (Artsdatabanken 2015c). Også alm (*Ulmus glabra* Huds.) er vurdert som sårbar på grunn av en visnesyke forårsaket av to ulike typer sopp samt stort beitepress i flere deler av Norge (Artsdatabanken 2015b).

Aksveronika (*Veronica spicata*) (figur 7) er et eksempel på en av de sjeldneste norske plantearter (Fylkesmannen i Oslo og Akershus 2012). Den er vurdert som sårbar i *Norsk rødliste for arter* (2015), begrunnet med ”en begrenset utbredelse, markert tilbakegang, og utsatte voksesteder” (Artsdatabanken 2015a). Det er også et eksempel der landskapsfragmentering spiller en negativ rolle for artens forekomst (Artsdatabanken 2015a).

Dragehode (*Dracocephalum ruyschiana*) (figur 7) er en art som har sitt tyngdepunkt i Oslo-området (Fylkesmannen i Oslo og Akershus 2012) og som også er vurdert som sårbar. Den er et eksempel på plantearter som opplever tilbakegang i bestander på grunn av en tilknytning til truede naturtyper (i dette tilfellet – til baserike tørrbakker og berg (Artsdatabanken 2015d)).

Når det gjelder observasjoner av fremmede arter, så utgjør kjempebjørnekjeks (*Heracleum mantegazzianum*) hele 2368 av 3000 observasjoner (figur 7). Dette er en planteart fra Sørvest-Asia som er vurdert å ha en svært høy risiko (SE) i *Norsk svarteliste 2012* (Artsdatabanken 2012a) på grunn av dens evne til å danne store robuste bestander med et stort rotsystem samt evne fortrenge naturlig forekommende arter og forandre vegetasjonens struktur (Artsdatabanken 2012b). Arten forekommer for det meste i kulturlandskapet ved samferdselsnettene og sprer seg meget effektivt ved hjelp av store mengder meget spiredyktige frø som følger med vind og vannstrømmer (Artsdatabanken 2012b). Frøene kan dessuten danne en frøbank i jorden (Artsdatabanken 2012b).

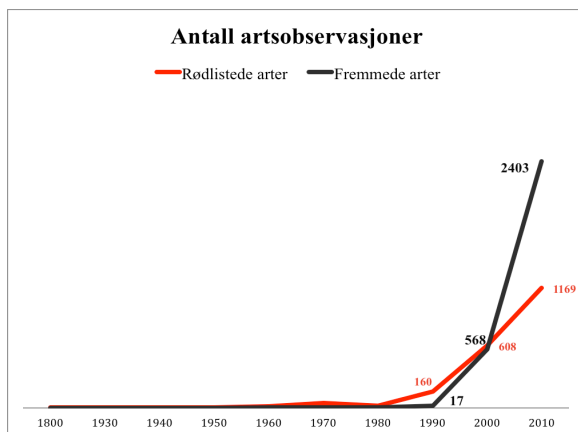
Nest mest observerte fremmede plante er kanadagullris (*Solidago canadensis*) (367 registreringer), som er en plante fra Nord-Amerika. Den, i likhet med kjempebjørnekjeks, etablerer seg ved siden av samferdselsnettene (Fløistad 2010). I tillegg til spiredyktige frø, sprer planten seg også ved hjelp av jordstengler og danner tette kolonier som dominerer i vegetasjonen fra senere ut i sesongen (Fløistad 2010) (figur 7).



Figur 7 – Fra øverst til venstre: bilder av dragehode (kilde: naturarkivet.no), aksveronika (kilde: naturarkivet.no), kjempebjørnekjeks (kilde: snl.no), kanadagullris (Wenche Dramstad)

1.2 Hvordan er aldersfordelingen på registreringene?

Den aller første registrering av rødlistede karplanter fant sted i 1834: det var observasjoner av nikkebrønse (*Bidens cernua*) på Grefsenåsen og rødsmelle (*Atocion armeria*) i Botanisk hage. Systematiske observasjoner av rødlistede arter begynte i 1930-årene, mens den første registreringen av en fremmed plante (klistersvineblom (*Senecio viscosus*) på Malmøya utenfor Oslo) ble gjort i 1962. Etter å ha holdt seg på et relativt lavt nivå helt fram til 1990-årene, har antall artsregistreringer (av både rødlistede og fremmede arter) økt dramatisk i løpet av de siste tretti år (figur 8). Det absolutte flertallet av begge typer observasjoner er gjort etter 2000, hvorav mer enn halvparten – etter 2010 (tabell 2).



Figur 8 – Antall artsobservasjoner av karplanter i Oslo kommune gjennom tiår

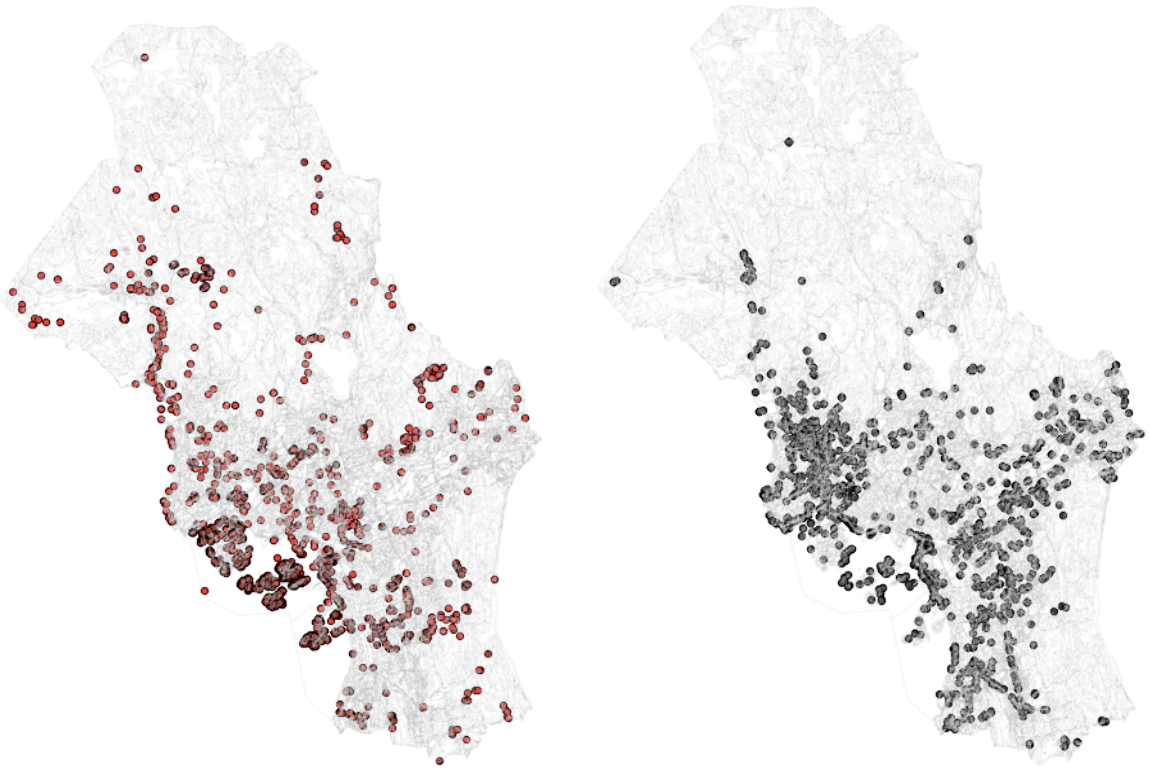
Tabell 2 – Fordeling av artsobservasjoner gjennom tiår og fram til i dag

Tiår	Observasjoner av			
	rødlistede arter		fremmede arter	
	Antall	%-andel	Antall	%-andel
1800	2	0,1	0	0,0
1930	3	0,1	0	0,0
1940	1	0,0	0	0,0
1950	4	0,2	0	0,0
1960	13	0,6	2	0,1
1970	46	2,3	5	0,2
1980	22	1,1	5	0,2
1990	160	7,9	17	0,6
2000	608	30,0	568	18,9
2010	1169	57,6	2403	80,1
I alt	2028	100,0	3000	100,0

1.3 Hvor er de registrert? (romlige mønstre og områder som utmerker seg)

Observasjoner av samlede rødlistede arter og fremmede arter følger det samme generelle mønsteret for romlig fordeling: de fleste registreringene er gjort ut mot byens grenser og på øyer som ligger utenfor Oslo (figur 9).

En rask kikk nærmere på kartene ga inntrykk av at observasjoner av fremmede arter har tilknytning til veier, mens rødlistede arter forekommer noe mer spredt. Konvertering av AR51 (linje-lag) til polygonlag (figur 10) og videre testing opp mot krysninger med artsobservasjoner ("Intersection"), likevel, ga allikevel ikke en sikker bekreftelse på det:



Figur 9 – Fordeling av observasjoner av rødlistede (til venstre) og fremmede arter i Oslo kommune

- innenfor bygrenser, 492 av 1691 observasjoner av rødlistede arter samt 714 av 2797 observasjoner av fremmede arter var gjort i nærheten av veinettet (29,1% og 25,53% respektivt),
- mens i hele kommunen, 574 av 2028 rødlistede (28,3%) og 787 av 3000 fremmede (26,2%) arter.



Figur 10 – AR51-kart (til venstre) og det samme kartet gjort om til polygon-lag

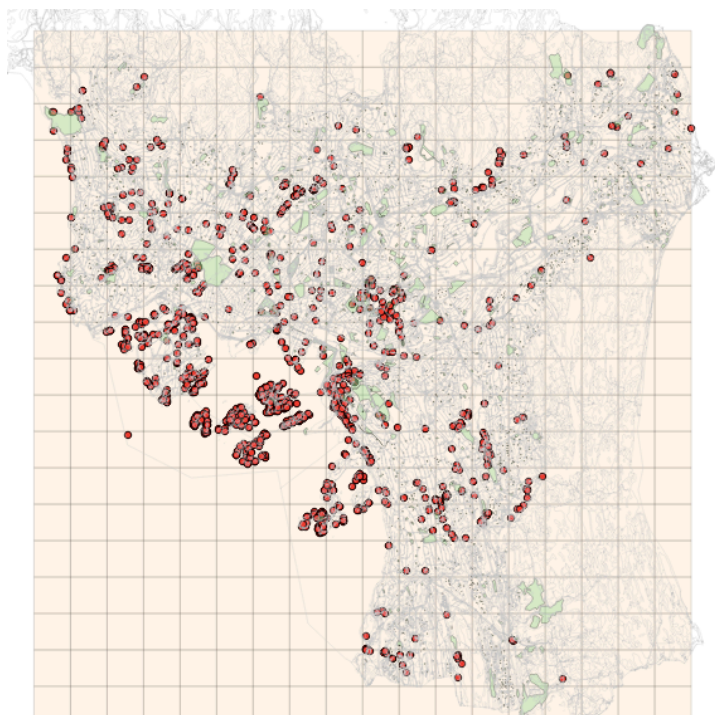
Analysen av avstander mellom observasjoner (”*Minimum distance analysis*” i QGIS) viste at rødlistede planter er observert generelt mer geografisk spredt fordelt enn fremmede planter (tabell 3), og det samme viser analysen av antall artsobservasjoner i ruter 1km x 1km (figur 11 og tabell 4).

Tabell 3 – Gjennomsnittsavstand mellom artsobservasjoner

	Rødlistede arter		Fremmede arter	
	Innen bygrenser	Hele kommunen	Innen bygrenser	Hele kommunen
Gjennomsnitt avstand (m)	82.7	104.5	49.8	53.5

Tabell 4 – Ruter med artsobservasjoner

	Antall / prosentandel polygoner med observasjoner av			
	rødlistede arter		fremmede arter	
Observasjoner	Ingen	1 og flere	Ingen	1 og flere
Antall	200	142	171	171
%	58,5	41,5	50,0	50,0

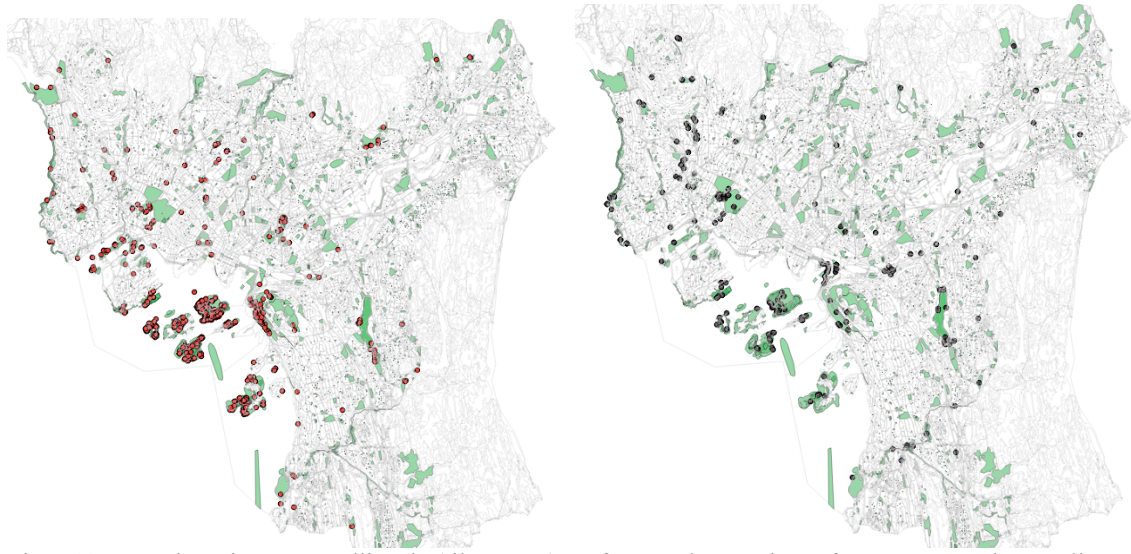


Figur 11 – Rutenettet

Spørsmål 2: Hvorvidt den eksisterende blå-grønne infrastrukturen i byen støtter artsmangfoldet?

En av intensjoner med denne oppgaven var å undersøke betydning av Oslos blå-grønne infrastruktur for forekomsten av arter. I mangel på et passende kart ble flere ulike kartlag slått sammen (se ”Metode”), og resultatet for enkelthetens skyld ble kalt ”grønne arealer”. Det er disse grønne arealene som undersøkes i oppgaven som byens blå-grønne struktur.

2.1 I hvilken grad er registreringene gjort innenfor BGI?



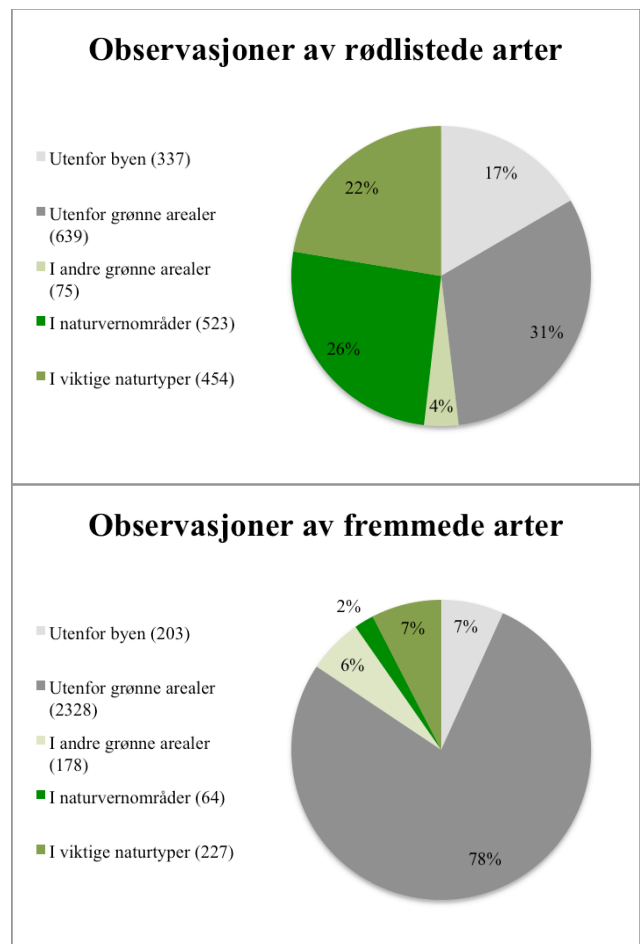
Figur 12 – Registreringer av rødlistede (til venstre) og fremmede arter innenfor grønne arealer av alle typer

Av registreringene gjort innenfor Oslos bygrenser var 62,2% av observasjoner av rødlistede (1052) og 16,8% (469) av fremmede planter gjort innenfor areal typer som til sammen kan sies å utgjøre byens grønne infrastruktur (figur 12). Av disse er 93,0% av rødlistede og 62,0% av fremmede arter funnet i områder med spesiell verdi (naturvernområder og viktige naturtyper).

I naturvernområder og viktige naturtyper innenfor byens grenser har det vært registrert omtrentlig lik antall rødlistede arter, mens det er få rødlistede arter å finne andre typer grønne arealer i byen (figur 13).

En betydelig andel (78%) av fremmede planter ble registrert i byen men utenfor den grønne infrastrukturen,

samtidig som ”bidraget” til ulike typer grønne arealer er omtrentlig likt. Tross at det prosentuell få observasjoner av fremmede arter som er gjort i områder med høye naturverdier, så er det



Figur 13 – Grafer som viser fordeling av artsobservasjoner i ulike areal typer

fortsatt hele 227 observasjoner gjort innenfor viktige naturtyper og 64 observasjoner gjort i naturvernområder. Til sammen tilsvare det cirka 10% av det totale antall observasjoner av fremmede arter innenfor bygrensen.

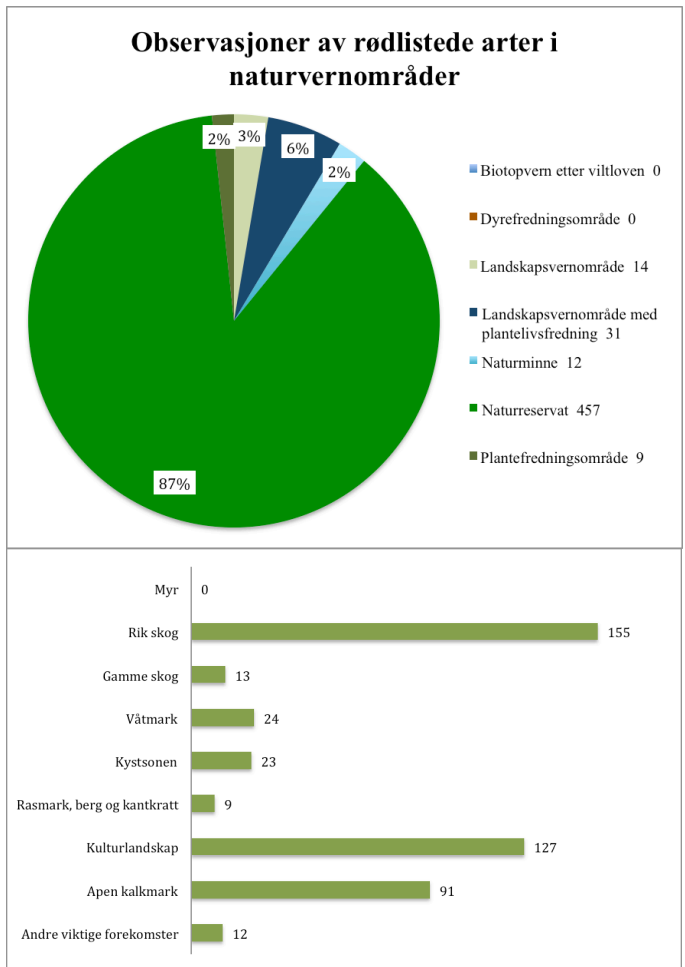
2.2 I hvilke arealtyper/ habitater er det gjort registreringer?

Hele 26% av rødlistede planter er registrert i naturvernområder i Oslo. Det største bidraget er knyttet til naturreservater (457 av 523 registreringer, figur 14 øverst), nest største – til landskapsvernområder.

Blant viktige naturtyper er det først og fremst i kategorier rik skog, kulturlandskap og åpen kalkmark det er funnet flest rødlistede planter (figur 14 nederst). Eksempler på det er rik edellauvskog (120 observasjoner), slåttemark (77) og åpen grunnlendt kalkmark (62). Også i habitater som kalkskog (32) og parklandskap (23) er det registrert en del rødlistede karplanter.

Kun 4,4% (75 observasjoner) av registrerte rødlistede arter og 6,6% av fremmede (111 observasjoner) er gjort i byens grønne områder med ulike definerte arealbruksformål. Rødlistede arter er registrert på anleggsområder (1), på campingplasser (4), gravplasser (4), lekeplasser (3), i parker (49) og på sport/idrettsplasser (4). Fremmede arter

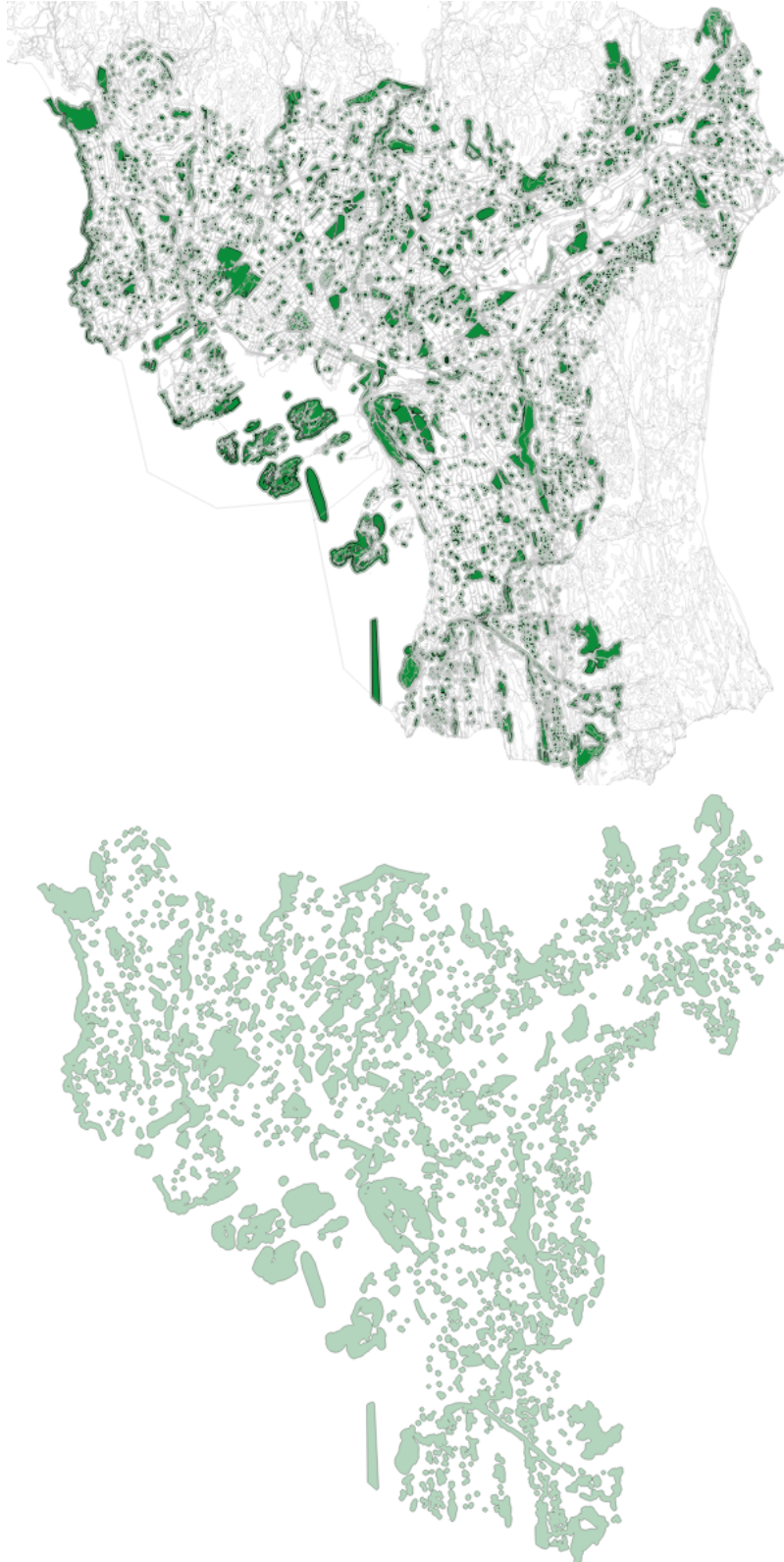
er registrert på anleggsområder (35), på gravplasser (4), lekeplasser (1), i parker (53), på sport/idrettsplasser (13) og i steinbrudd (5). Frekvensen for slike observasjoner er relativt liten: kun i 0,18% av alle lekeplasser og i 14% av alle gravplasser har det vært funnet rødlistede arter. Heller ikke i parker er frekvensen spesielt mye større: kun i 20% av alle parker har det vært gjort funn av rødlistede og fremmede arter (vurdert sammen).



Figur 14 – Fordeling av observasjoner av rødlistede arter mellom ulike typer naturvernområder (øverst) og ulike viktige naturtyper

2.3 Hvor sammenhengende er grønne arealer i Oslo?

For en enklere visuell fremstilling av sammenheng ble de samlede grønne arealene utvidet med en "buffersone" på 50m (figur 15) som ble ansett som akseptabel med tanke på planters spredningsmuligheter.



Figur 15 – De samlede grønne arealene med en "buffer" på 50m og et resultatmønster (nederst)

Kartet viser at det tilsynelatende er mye sammenheng og relativt korte avstander mellom ulike grønne områder i de fleste delene av Oslo.

Spørsmål 3: Er det noen sammenheng mellom forekomsten av arter og den romlige organiseringen av landskapet og dets kvaliteter?

2.1 Er det noen sammenheng mellom forekomsten av rødlistede/ fremmede arter og størrelse på områder?

Pirsons korrelasjonsanalyse viser at observasjoner av planter i begge kategoriene har en omtrentlig lik positiv korrelasjon med områdets størrelse (uavhengig av type grønne arealer) (tabell 5). Videre, ser man at det først og fremst er i kategorien viktige naturtyper at områdestørrelse spiller en stor rolle.

Tabell 5 – Korrelasjonskoeffisienter mellom antall artsobservasjoner og størrelse på arealer de er registrert innenfor

Antall observasjoner	Størrelse på arealer (m ²)			
	Alle	Grønne områder	Viktige nat.typer	Nat.vern.områder
Rødlistede arter	0,434	0,208	0,564	0,235
Fremmede arter	0,440	0,471	0,756	0,226

2.2 ... og områders form?

To ulike indekser var brukt for å beskrive områdeform: perimeter delt på areal (P/A) og FRAGSTATS' *Shape index*. Dette ga to forskjellige resultater, der antall arter viste seg å ha en svak negativ korrelasjon i første tilfellet og svak positiv korrelasjon i andre (tabell 6). Men tross forskjellen er korrelasjonen så liten at dette ikke kan brukes i en tolkning av betydningen av arealenes form.

Tabell 6 – Korrelasjonskoeffisienter mellom antall artsobservasjoner og form på arealer de er registrert i

Antall observasjoner	Form	
	P/A	Shape Index
Rødlistede arter	-0,093	0,125
Fremmede arter	-0,103	0,174

2.3 ... og mengde av gitte typer arealer?

Korrelasjonsanalyse mellom antall arealer av ulike typer og antall artsobservasjoner viste at det er en veldig svak negativ korrelasjon med forekomsten av rødlistede arter (-0,024) og en svak positiv korrelasjon med observasjoner av fremmede arter (0,130).

DISKUSJON

I arbeidet med denne oppgaven er kun punktobservasjoner brukt. Dette ekskluderte et lite antall artsregistreringer, men har vært en sikker metode for å unngå tvil om observasjonens nøyaktige plassering.

Spørsmål 1: Artsobservasjoner

Hvilke rødlistede og fremmede arter er registrert innenfor Oslo kommunegrenser?

Siden man begynte med artsobservasjoner i midten av det forrige århundret har det blitt registrert et betydelig antall rødlistede karplanter: dette støtter den generelle antagelsen om at urbane områder kan ha en rik biodiversitet og kan huse sjeldne arter. Likevel er det mest sannsynlig ikke bare en tilfeldighet: Oslo har lenge satset på å være en miljøvennlig og grønn by og beholde artsmangfoldet. Dessuten, i Oslo er presset på naturen ikke er så stor som det er i større og mer urbaniserte byer (i forhold til tetthet, forurensning, mengde grønne arealer og så videre).

Tross mange observasjoner av rødlistede planter, er det per i dag likevel registrert flere fremmede karplanter i Oslo. På den ene siden, kan man tenke seg at det støtter den andre antagelsen om biodiversitet i byer – nemlig at fremmede arter er generelt på frammarsj, mens sjeldne arter i tilbakegang i urbane områder. På den andre siden, større antall observasjoner kan være knyttet til større fokus på bekjempelse av fremmede arter enn på oppdagelse av sjeldne. Dessuten er fremmede arter oftest veldig synlige (både som enkeltplanter og bestander) i motsetning til sjeldne arter som i mange tilfeller forekommer i fåtall.

En av de viktigste årsakene til tilbakegang av bestander til flere av rødlistede plantearter er ødeleggelse av habitat / habitatfragmentering. En annen årsak er spredning av nye sykdommer som har kommet med innføring av enkelte fremmede arter, slik det er i tilfellene med soppinduserte sykdommer hos ask og alm. Disse tilfellene poengterer problemstillingene landskapsøkologien er opptatt av: her spiller den romlige organiseringen av landskapet en såpass stor rolle at det kan også være en del av en løsning.

Landskapsorganisering spiller også en viktig rolle i tilfellet med fremmede arter: flere av dem ser ut til å etablere seg i veikanter og bruke samferdselsnettene som transportkorridor. Likevel, testing av tilknytningsgraden til veier ved hjelp av AR5-kart ga ingen sikker bekreftelse på det – noe som kan skyldes unøyaktigheten av denne analysen. Kjempebjørnekjeks er en

fremmed planteart med en spesiell betydning for Oslo i kraft av antallet observasjoner, og den bruker både veinettet og vannstrømmer for effektiv spredning.

Hvordan er aldersfordelingen på registreringene?

Det blir gjort flere og flere registreringer av planter i begge gruppene gjennom årene. På den ene siden, kan det ha forklaring i at allmenhetens interesse for og myndighetenes oppmerksomheten på biodiversitet blir stadig større i Norge. På den andre siden, økt antall registrerte planter i begge kategoriene kan bety nettopp at det blir stadig flere av både rødlistede og fremmede planter (flere arter som opplever så stor tilbakegang at de regnes som truede, og samtidig flere arter som havner langt fra sine naturlige utbredelsesområder, etablerer seg med suksess og truer naturlig vegetasjon).

Slik som utvikling ser ut til å være nå, kan man forvente at den nærmest eksponentielle økningen av artsobservasjoner bare vil fortsette. For eksempel, prognosen gjort av Artsdatabanken om utvikling av situasjonen med kjempebjørnekjeks sier at det antakelig blir en økning av bestander videre fram i tid tross stor innsats for bekjempelse av planten. Samtidig er det også forventet at flere rødlistede plantearter vil oppleve videre nedgang (som i tilfelle med ask og alm). To motstridende utviklingstrender i arts mangfold (tilbakegang av rødlistede planter og frammarsj av fremmede planter) ser ut til å eskalere.

Hvor er registreringene gjort?

Overvekt av artsregistreringer i begge gruppene er gjort innenfor Oslos bygrenser (færre i Marka). Dette skyldes antakelig større fokus på selve Oslo-by i forhold til arts mangfold samt større tilgjengelighet og flere prosjekter som ser på arts mangfold i byen (spørsmål om satsing og prioritering). På den andre siden, i tilfellet med fremmede arter kan det nettopp være slik at de faktisk finnes flere av innenfor byens grenser enn i Marka, og er derfor også oftere observert i byen. Den betydelige forskjellen i antall observasjoner av fremmede arter innenfor og utenfor byen samt vår kunnskap om dem gjør det til en rimelig forklaring.

Når det gjelder romlig fordeling av observasjoner i Oslo, så er det først og fremst øyer utenfor byen som utmerker seg med sitt stort antall rødlistede arter. Her spiller det antakelig en viktig rolle at øyer er ikke så lett tilgjengelige for allmennheten (i tillegg rik natur).

Den grove analysen av avstander samt rutenett-analysen viste at rødlistede planter forekommer generelt mer spredt (større avstander mellom observasjoner og flere ruter med registreringer) enn fremmede. Dette er i tråd med det man vet om hovedmønstre hos disse to plantegruppene og det som er diskutert over. Det betyr også at forekomster av fremmede arter er

mer synlige (apropos antall registreringer) – noe som kan være positivt med tanke på bekjempelsen (enklere å jobbe med færre områder med større antall individer i enn det motsatte).

Spørsmål 2: Den blå-grønne infrastrukturen og arealtyper

I hvilken grad er registreringene gjort innenfor BGI?

Hovedandelen av observasjoner av fremmede arter er gjort i byområdet, men samtidig utenfor de grønne arealene. Arealkategoriene som inngår i de definerte grønne arealene forutsetter periodevis vedlikehold (skjøtsel) og noe grad av ”overvåkning”, og det kan være grunnen til mye sjeldnere forekomst av fremmede planter på slike steder. Samtidig, dette kan også være en indikasjon på at fremmede arter har tilknytning til private hager samt restarealer (basert på det man vet om ulike planters historie og utbredelse), men gyldigheten av denne påstanden må etterprøves ved hjelp av andre undersøkelser.

Observasjoner av rødlistede arter er i mye større grad knyttet til grønne arealer. Av disse spiller først og fremst områder med rik natur (naturvernområder og viktige naturtyper) en vesentlig rolle, og spesielt naturreservater. Cirka 17% av rødlistede planter ble registrert utenfor Oslos bygrenser. Selv om det ikke var testet ut i oppgaven, basert på kart over hele Oslo kommune kan man konkludere med at verneområder har en stor betydning for rødlistede planter også utenfor byens grenser.

En liten prosentandel (2%), men et betydelig antall (64) fremmede planter er observert i byens verneområder. I og med at verneområder har en spesiell betydning for sjeldne arter, forsterket av at det er snakk om urbane områder, er dette en problemstilling som bør få mer oppmerksomhet.

I hvilke arealtyper/ habitater er det gjort registreringer?

En stor andel rødlistede planter er registrert i habitater med høye naturverdier, slik som forventet. Mange av viktige naturtyper er i varierende grad ”tatt hånd om” i forvaltning: bevaring av slike viktige naturtyper og områder har uten tvil en vesentlig betydning for forekomsten av rødlistede arter. Men, slik som i tilfellet med naturvernområder, er det registrert en del fremmede planter også her. Forekomsten av de kan i verste fall true de sjeldne og naturverdirike naturtypene.

Offentlig forvaltede arealer som har andre formål enn bevaring av naturkvaliteter på første plass (som lekeplasser, gravplasser, campingplasser og så videre) utgjør et generelt lite bidrag til forekomsten av både rødlistede og fremmede arter (med unntak av parkområder og, kanskje, gravplasser).

Her må jeg også bemerke at ved sammenslåing de tre arealkartene ble de lagene lagt opp på hverandre slik at det var noen overlapp, men det gjaldt stort sett kun grønne områder på øyer.

Hvor sammenhengende er grønne arealer i Oslo?

Modellering av femtimeters buffer-sone rundt alle de grønne arealene ga et kart som viser en ganske høy grad av sammenheng i den grønne strukturen i Oslo. På den ene siden, omfatter ikke kart alle typer grønne arealer, så det mangler både private hager, restarealer og en del grønne arealer med andre funksjoner enn de som er tatt med i FKB-Arealbruk. Inkludering av disse ville antageligvis gi en enda større grad av sammenheng, men hadde da handlet primært om spredningsmuligheter og kanskje i mindre grad om sammenheng av leveområder. På den andre siden, i tilfeller med en trafikkert bred motorvei eller en stor boligblokk mellom to grønne arealer reduseres planters muligheter for spredning betraktelig (selv om det også er avhengig av spredningsmåten), men denne typen hensyn er ikke tatt i oppgaven.

Spørsmål 3: Landskapskvaliteter

Er det noen sammenheng mellom forekomsten av rødlistede/ fremmede arter og størrelse på områder?

”Større arealer huser flere arter”-påstanden er til en stor grad riktig i tilfelle med forekomsten av både rødlistede og fremmede arter på arealer med viktige naturtyper. Samtidig spiller arealstørrelse mindre rolle når det er snakk om forekomsten av rødlistede arter i verneområder. Dette betyr at verneområder er viktige i seg selv, og deres betydning er mindre avhengig av størrelsen.

... og områders form?

Bruk av to ulike indekser for områdets form, der *Shape Index* er uavhengig av variasjon i områdets størrelse i motsetning til P/A-indeks, ga to forskjellige resultater plassert på to sider av null-punktet (som i seg selv er en påminnelse om viktigheten av å bruke riktige indekser). Forskjellen er likevel så liten at den sikreste konklusjonen av denne analysen er at områdets form har i alt liten betydning for forekomsten av arter.

... og mengde av gitte typer arealer?

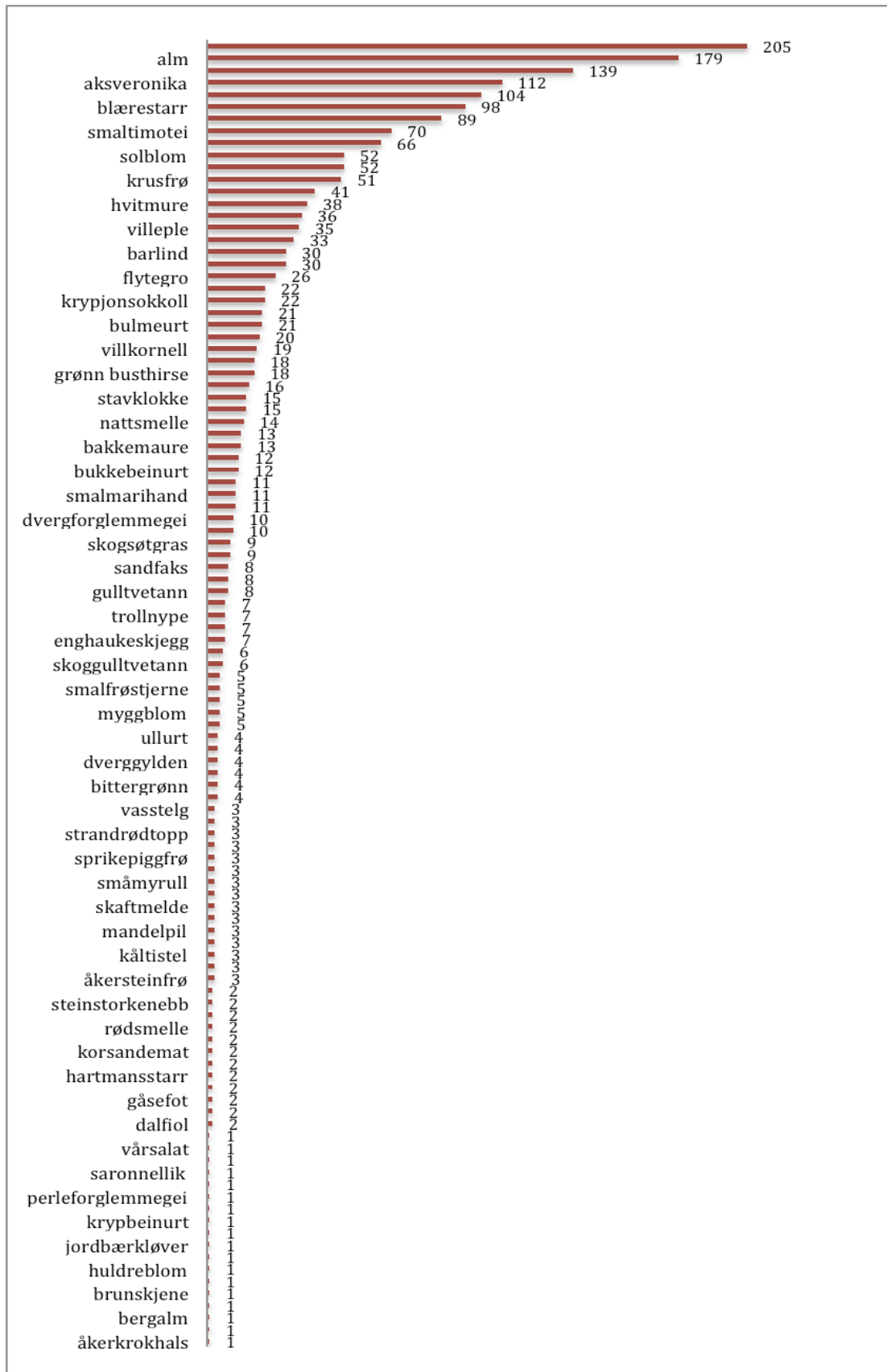
Antallet områder av ulike arealtyper (en slags grad av representasjon) har ikke noen spesiell betydning for artsobservasjoner. Her er det viktig å bemerke at det var nettopp snakk om antallet arealenheter og ikke den relative representasjonen av ulike arealtyper i forhold til arealmengde (noe som ville antakelig gitt helt andre resultater).

KONKLUSJON

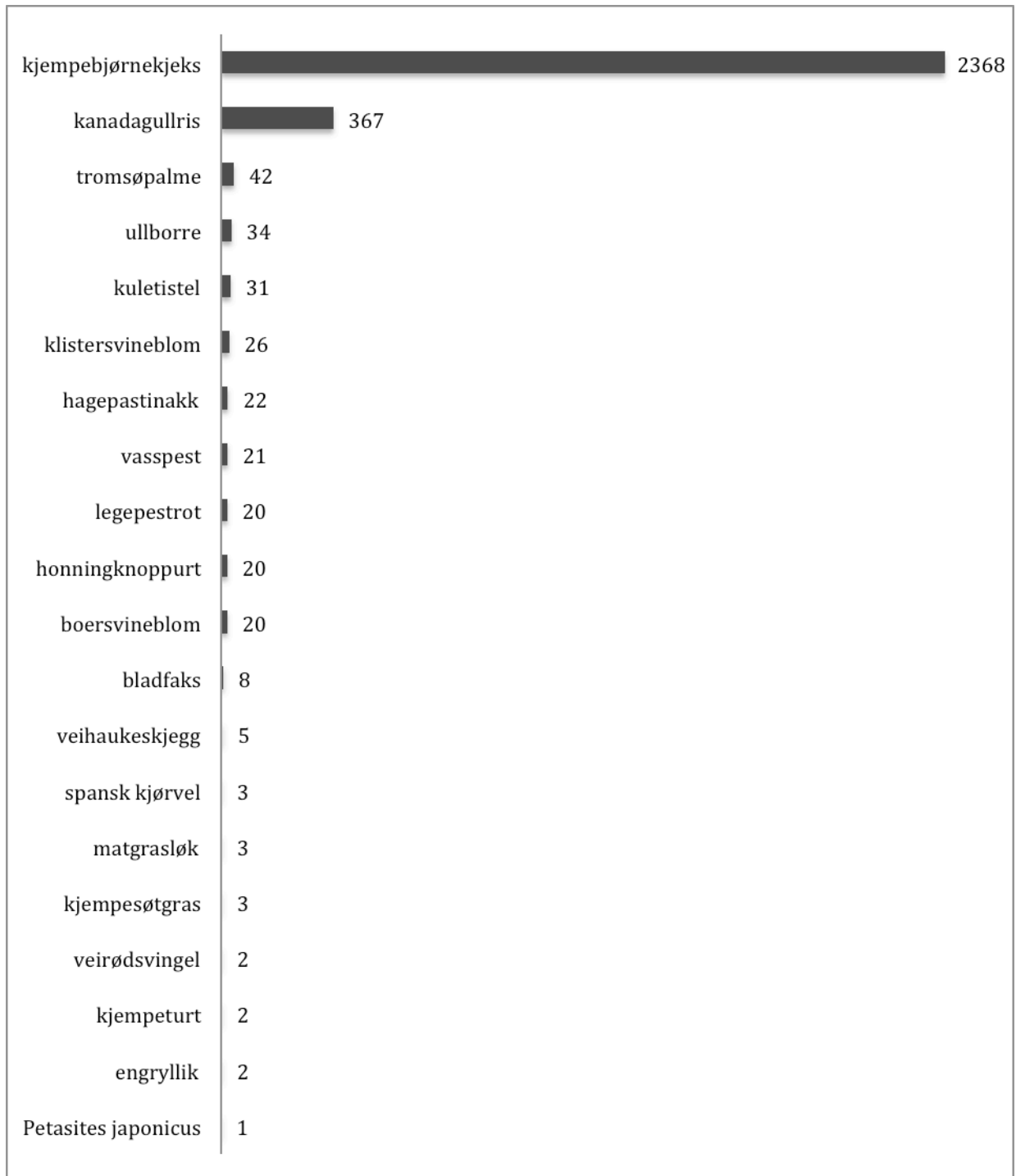
Urbane områder har uten tvil en stor påvirkning på biodiversitet og artsmangfold. Oslos eksempel understreker to viktige tendenser i denne sammenheng: tilbakegang av en rekke naturlig forekommende arter og stadig større spredning av fremmede, og ofte skadelige, arter. Den romlige organiseringen av bylandskapet og kvalitetene til de ulike typer arealer har en varierende grad av betydning for begge artsgruppene. Områdets størrelse ser ut til å ha positiv korrelasjon med antall artsregistreringer, mens områdets form har en liten betydning i denne sammenheng. Arealtype og den geografiske plasseringen av ulike områder betyr veldig mye for forekomsten av både rødlistede og fremmede arter. Ikke minst utformingen av den blå-grønne infrastrukturen samt grad av sammenheng mellom de ulike typene grønne arealer spiller en stor rolle for det som skjer med artsmangfoldet.

VEDLEGG

Vedlegg A. Registreringer av rødlistede arter av karplanter i Oslo kommune



Vedlegg B. Registreringer av fremmede arter av karplanter i Oslo kommune



REFERANSER

- Alsvik, B. *Markagrensa – en "hellig sort strekk"*. Oslo kommune Byarkivet. Tilgjengelig fra: <https://www.oslo.kommune.no/OBA/tobias/tobiasartikler/t3981.htm>.
- Angold, P. G., Sadler, J. P., Hill, M. O., Pullin, A., Rushton, S., Austin, K., Small, E., Wood, B., Wadsworth, R., Sanderson, R., et al. (2006). Biodiversity in urban habitat patches. *Science of the Total Environment*, 360 (1): 196-204.
- Artsdatabanken. *Lokale komplekse miljøvariabler*. Tilgjengelig fra: <https://www.artsdatabanken.no/Pages/179717>.
- Artsdatabanken. (2012a). *Fremmede arter i Norge – med norsk svarteliste 2012*. Tilgjengelig fra: <http://artsdatabanken.no/Pages/201622>.
- Artsdatabanken. (2012b). Kjempebjørnekjeks *Heracleum mantegazzianum*. *Artsdatabankens faktaark*.
- Artsdatabanken. (2015a). *Aksveronika. Veronica spicata L.* Norsk rødliste for arter 2015. Tilgjengelig fra: <http://artsdatabanken.no/Rodliste2015/rodliste2015/Norge/102575>.
- Artsdatabanken. (2015b). *Alm. Ulmus glabra Huds.* Tilgjengelig fra: <http://artsdatabanken.no/Rodliste2015/rodliste2015/Norge/103527>.
- Artsdatabanken. (2015c). *Ask. Fraxinus excelsior L.* Norsk rødliste for arter 2015. Tilgjengelig fra: <http://artsdatabanken.no/Rodliste2015/rodliste2015/Norge/102409>.
- Artsdatabanken. (2015d). *Dragehode. Dracocephalum ruyschiana L.* Norsk rødliste for arter 2015.
- Artsdatabanken. (2015e). *Norsk rødliste for arter*. Tilgjengelig fra: <http://www.artsdatabanken.no/Rodliste>.
- Bryhni, I. (2009). *Oslo – geologi og landformer*. Store Norske Leksikon. Tilgjengelig fra: https://snl.no/Oslo_-_geologi_og_landformer.
- ByplanOslo. *Byplan Oslo: Plan- og bygningsetaten*. Tilgjengelig fra: <http://byplanoslo.no/content/oslo-mot-2030>.
- Cain, S. A. (1938). The species-area curve. *American Midland Naturalist*: 573-581.
- Collinge, S. K. (2009). *Ecology of fragmented landscapes*: JHU Press.
- Earth Overshoot Day. (2017). *Past Earth Overshoot Days*. Tilgjengelig fra: <http://www.overshootday.org/newsroom/past-earth-overshoot-days/>.
- EIU. (2012). The Green City Index: A summary of the Green City Index research series. I: The Economist Intelligence Unit (red.).
- Emelianova, K. (2017). *Measuring landscape in relation to species distribution and biodiversity*. Term paper: Norwegian University of Life Sciences.
- Fløistad, I. S. (2010). Bekjempelse av kanadagullris. *Kunnskapsblad fra FAGUS Rådgivning*.
- Forman, R. T. & Godron, M. (1986). Landscape ecology. 619pp. *Jhon Wiley & Sons, New York*.
- Fylkesmannen i Oslo og Akershus. (2012). *Naturmangfold. Oslo og Akershus byr på et svært rikt naturmangfold*. Fylkesmannen i Oslo og Akershus. Tilgjengelig fra: <https://www.fylkesmannen.no/Oslo-og-Akershus/Miljo-og-klima/Naturmangfold/>.
- Geovekst. (2017). *FKB-Arealbruk*. Geonorge.
- Global Footprint Network. (2017). *Reserve/ Deficit trends*. Tilgjengelig fra: <http://data.footprintnetwork.org/countryTrends.html>.
- Hall, D. M., Camilo, G. R., Tonietto, R. K., Ollerton, J., Ahrné, K., Arduser, M., Ascher, J. S., Baldock, K. C., Fowler, R. & Frankie, G. (2017). The city as a refuge for insect pollinators. *Conservation Biology*, 31 (1): 24-29.
- Henriksen, S. & Hilmo, O. (2015). *Resultater. Norsk rødliste for arter*. Artsdatabanken. Tilgjengelig fra: <http://www.artsdatabanken.no/Rodliste/Resultater>.

- IALE. *Landscape ecology: what is it?* International Association for Landscape Ecology. Tilgjengelig fra: <http://www.landscape-ecology.org/about-iale/what-is-landscape-ecology.html>.
- Island Biogeography. Tilgjengelig fra: <http://www.islandbiogeography.org>.
- Janzen, D. H. (1996). No Park Is an Island: Increase in Interference from Outside as Park Size Decreases. I: *Ecosystem Management: Selected Readings*, s. 192-202. New York, NY: Springer New York.
- Jorgensen, K., Clemetsen, M., Thoren, A.-K. H. & Richardson, T. (2015). *Mainstreaming landscape through the European landscape convention*: Routledge.
- Kartverket. (2017). *Ortofoto Oslo 2016*. Geonorge.
- Klima- og miljødepartementet. (2001). *Biologisk mangfold (St.meld. nr.42 2000-2001)*.
- Lee, J. J. H. & Guadagno, L. (2015). *World migration report 2015. Migrants and cities: new partnerships to manage mobility*: International Organization for Migration.
- McGarigal, K. & Marks, B. J. (1995). Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. *Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station*.
- McGarigal, K. (2008). *Landscape metrics for categorical map patterns*: Amherst, MA: Author.
- Norsk naturarv. *Rødlistearter i Oslo*. Tilgjengelig fra: <http://www.naturarv.no/roedlistearter-i-oslo.50464.no.html>.
- Olerud, K. (2016). *Norsk svarteliste*. Store norske leksikon. Tilgjengelig fra: https://snl.no/Norsk_svarteliste.
- Rasmussen, T. F. & Tvedt, K. A. (2012). *Oslo – historie*. Store Norske Leksikon. Tilgjengelig fra: https://snl.no/Oslo_-_historie.
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin III, F. S., Lambin, E., Lenton, T., Scheffer, M., Folke, C. & Schellnhuber, H. J. (2009). Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and society*, 14 (2).
- SABIMA. *Naturmangfold*. Tilgjengelig fra: <https://www.sabima.no/hva-er-naturmangfold/>.
- Sandström, U., Angelstam, P. & Mikusiński, G. (2006). Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. *Landscape and urban planning*, 77 (1): 39-53.
- Savard, J.-P. L., Clergeau, P. & Mennechez, G. (2000). Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning* 48: 132-142.
- Spjeldnæs, N. & Askheim, S. (2015). *Oslofeltet*. Store Norske Leksikon. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/Oslofeltet>.
- SSB. (2016). *Befolkning og areal i tettsteder, 1. januar 2016*. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/befolkning/statistikker/befte/aar/2016-12-06>.
- SSB. (2017). *Folkemengde og befolkningsendringer*. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/befolkning/statistikker/folkemengde/aar-per-1-januar>
- UN. (1992). *Convention on biological diversity*.
- UN. (2017). *World population prospects: The 2017 revision. Key findings and advance tables*: United Nations Publications.
- WWF. (2016). *Living Planet Report 2016: Risk and resilience in the new era*. I: Oerlemans, N. (red.).
- Yang, Z., Liu, X., Zhou, M., Ai, D., Wang, G., Wang, Y., Chu, C. & Lundholm, J. T. (2015). The effect of environmental heterogeneity on species richness depends on community position along the environmental gradient. 5: 15723.