



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2023 30 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA)

Planlegging av restaureringstiltak for pollinatorer fra et landskaps- økologisk perspektiv

Planning of restoration measures for pollinators
from a landscape ecological perspective

Henriette Carine Ness Bye

Master i Naturforvaltning

Sammendrag

Verdens biomangfold har lidd drastiske tap det siste århundret. Hovedgrunnen til denne negative utviklingen er tap av habitat, hvor store deler av tapet skyldes overgang til et mer intensivt jordbruk. Restaurering av habitat på stor skala vil være nødvendig for å bremse de negative følgene endringene i jordbrukspraksis har hatt for insekter, og da spesielt pollinatorer.

For at restaurering av habitatarealer skal være mest mulig effektiv og vellykket, er dannelsen av sammenkoblinger mellom disse svært viktig. Jordekanter representerer lineære landskapselementer som ved restaurering kan være gode korridorer mellom reetablerte habitatpatcher. I denne studien, utført i et jordbruksområde på Østlandet, ble det identifisert 12 mulige engarealer, som gjennom bruk av *Least-cost Path* analyser, utført i ArcMap, ble sammenkoblet med hjelp av jordekanter, med *Bombus lapidarius* (steinhumle) som modellart. Det ble utført analyser for tre mulige scenarier: ett uten forbedringer på jordekanter (S1), ett med forbedringer på et utvalg jordekanter (S2), og ett med forbedringer på alle jordekanter (S3). For å bestemme kvaliteten på hver av engarealene, og dermed verdien av sammenkoblingene, ble engarealene også verdivurdert individuelt.

Sammenligninger av scenario 2 og 3 med scenario 1, viste en signifikant nedgang i motstand, men også økning i trasélengde mellom habitatpatcher. I scenario 2 gikk den akkumulerte motstanden ned med 35,6 %, mens traséene ble 18,73 % lenger. I scenario 3 gikk motstanden ned med 42,93 %, mens trasélengden økte med 35,56 %. Selv om motstanden i S3 var lavere enn S2, var traséen her såpass mye lenger at den samlede kostnaden ble høyere i S3. Forbedring på et utvalg av jordekantene viste seg derfor her å være det beste, samt mest kostnadseffektive, alternativet. Fordelen med scenario 3, er dannelsen av nok nytt enghabitat for pollinatorer innenfor studieområdet (1,48%), noe scenario 2 ikke tilfører nok av (kun 0,61%). Det anbefales restaurering av 7 av de 12 foreslåtte engarealene, da disse hadde gode kvaliteter og størrelse, og ikke hadde for lange sammenkoblinger. Analysen i denne undersøkelsen er kun basert på eksisterende jordekanter, og etablering av nye jordekanter vil dermed kunne gi enda bedre resultater for sammenkoblinger mellom habitatpatcher.

Abstract

Worldwide biodiversity has had a drastic reduction over the last century. The main reason for this negative development is the loss of habitat, where the most prominent effects have been caused by changes in agricultural practice, and a shift towards more intensified production. Restoration of habitat on a large scale will be crucial to halt the negative implications the changes in agricultural practice has had on insects, and especially pollinators.

The creation of connections between habitat patches is imperative to the success of restoration measures. Field margins represent linear elements in the agricultural landscape that have the potential of being good corridors between habitat patches. In this study, executed in an agricultural dominated area in the south-eastern part of Norway, there were identified 12 areas suitable for restoration of semi-natural meadows. Through use of *Least-cost Path* in ArcMap, habitat patches were connected through field margins that represented the least resistance, using the bumblebee *Bombus lapidarius* as the model species. The analysis was done for three different scenarios: one without any improvements to the field margins (S1), one with improvements to a selection of the field margins (S2), and one with improvements to all registered field margins (S3). To determine the quality of the connection, the value of each individual habitat patch was also determined.

Comparisons of scenario 2 and 3 with scenario 1, showed a significant reduction in resistance, but also increase in route length. In scenario 2 the accumulated cost was reduced by 35,6 %, however the length also went up by 18,73%. In scenario 3, there was a greater cost reduction at 42,93%, accompanied by a route length increase of 35,56 %. Although the resistance in S3 was lower than S2, the difference was not great enough to accommodate for the lengthened route. Restoration on a selection of field margins would therefore be the best, and most cost effective, alternative. The advantage of scenario 3, is the creation of enough habitat for pollinators within the study area (1,48%), whereas scenario 2 only facilitates improvements of 0,61% of the total area. It is recommended to restore 7 out of the 12 proposed areas, as they were of good quality and size, and did not have too long distances between them. As this analysis is based solely on existing field margins, the creation of new field margins could yield even better results.

Forord

Dette er en avsluttende masteroppgave i Naturforvaltning ved NMBU, og tilsvarer 30 poeng. Oppgaven er hovedsakelig skrevet vårsemesteret 2023. Bakgrunnen for oppgaven er min interesse for restaureringer og ønsket om å finne restaureringsarealer basert på landskapsøkologiske prinsipper, og bruk av GIS. Jeg har gjennom denne oppgaven fått bedre kunnskap om bruk av geografiske verktøy i planleggingen av restaureringstiltak på landskapsnivå.

Takk til Siri Lie Olsen for en fin samtale, og til veileder Jonathan Colman for gjennomlesing av oppgaven.



Henriette Bye

Ås, 14.05.2023

Innholdsfortegnelse

1 INNLEDNING	1
2 MATERIALE OG METODE	5
2.1 STUDIEOMRÅDET	5
2.2 AREALTYPER	6
2.3 HUMLER INNENFOR STUDIEOMRÅDET	7
2.4 MOTSTANDSVERDIER	8
2.5 KONNEKTIVITETSMODELLERING	9
2.5.1 <i>Bufferanalyse</i>	9
2.5.2 <i>Cost surface og least-cost path</i>	9
2.6 STATISTIKK	10
2.7 VURDERING AV ØKOLOGISK VERDI	10
3 RESULTATER	12
3.1 REGISTRERINGER AV AREALTYPER	12
3.2 KONNEKTIVITESANALYSER	14
3.2.1 <i>Bufferanalyser</i>	14
3.2.2 <i>Least-cost path</i>	16
3.3 VURDERING AV ØKOLOGISK VERDI	22
3.4 SAMMENKOBlinger AV ENGER MED VERDIVURDERING	24
4 DISKUSJON	26
4.1 LANDSKAPSSAMMENSETNING	26
4.2 KONNEKTIVITET MELLOM HABITATPATCHER	26
4.2.1 <i>Bufferanalyser</i>	26
4.2.2 <i>Least-cost path</i>	27
4.3 POTENSIELLE ENGER OG JORDEKANTER	28
4.4 FORBEDRINGSTILTAK	30
5 REFERANSELISTE	32

1 | Innledning

Verden står nå overfor en global menneskeskapt naturkrise, og det er blitt estimert at populasjoner av dyreliv har sunket med 69% over de siste 50 årene (WWF, 2022). De viktigste årsakene til denne utviklingen er (1) arealbruksendringer, (2) overutnyttelse av organismer, (3) klimaendringer, (4) forurensning og (5) fremmedarter, hvor arealendringer har størst innvirkning på biodiversiteten (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Newbold et al., 2015; Kremen & Merenlender, 2018). Det er estimert at mennesker påvirker $\frac{3}{4}$ av landjorda i varierende grad (IPBES, 2018), og det største tapet går til nydyrking av jordbruksarealer (IPBES, 2019). Også i Norge er arealendringer den største trusselen mot biologisk mangfold, og truer 9 av 10 arter på rødlisten (Artsdatabanken, 2021). En gruppe hvor nedgangen i populasjonsstørrelser og diversitet, har vært svært stor, er insekter (Dirzo et al., 2014; Hellmann et al., 2017; Lister & Garcia, 2018).

Studier utført i Tyskland (Hellmann et al., 2017) og Puerto Rico (Lister & Garcia, 2018) fant en markant nedgang i insektbiomassen på 76 og 78-98%, respektivt, over en periode på tre tiår. I tillegg til denne nedgangen i biomasse, er det blitt anslått at også $\frac{1}{3}$ av alle insektarter nå er truet (Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019). Hovedgrunnene til nedgangen er tap av habitat grunnet overgang til mer intensivt jordbruk og urbanisering, samt forurensning fra syntetiske plantevernmidler og gjødsling (Goulson et al., 2015; Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019), ikke bare lokalt, men også på landskapsnivå (Seibold et al., 2019). Denne endringen i jordbrukspraksis er også til stede i Norge, og habitatet til insekter reduseres både ved opphør i bruk av semi-naturlige arealer, og sammenslåing av jorder.

Over de siste 30 årene har antallet jordbruksbedrifter i Norge sunket med 60% (SSB, 2019). Dette skyldes hovedsakelig en økning i bortleieing av jord, med påfølgende sammenslåing av mindre jordbruksarealer til større, sammenhengende jorder (Hognestad & Holmberg, 2021). Et resultat av denne utviklingen er et mer homogent landskap med mindre variasjon, og dermed mindre tilgjengelige habitat for arter tilknyttet jordbruket, som ulike fugle- (Donal et al., 2001; Guerrero et al. 2012; Kålås et al., 2014; Sumasgutner et al., 2019; Burns et al., 2021) og insektarter (Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019; Outhwaite et al., 2022). Den store innvirkningen jordbruket har på insektpopulasjoner støttes gjennom studier gjennomført i Danmark og Sverige, hvor endringer til jordbrukspraksis gjennom 1900-tallet vurderes som hovedgrunnen for nedgang av spesialiserte humlearter (*Bombus*) (Dupont et al., 2011; Bommarco et al., 2012). Undersøkelser gjort på utviklinger i den norske humlepopulasjonen viser også en negativ trend for humler på Østlandet (Åström et al., 2023). Endringene knyttes også her til reduksjon i habitat, basert på registreringer av blomsterdekke. For å øke det tilgjengelige habitatet for disse humlene mot tidligere nivåer, vil restaurering være et viktig tiltak (Edmondson et al., 2017; Tonietto & Larkin, 2017).

For å kunne nå målet om å forbedre jordbruksdominerte områder for å støtte mer diversitet (Regjeringen, 2018), vil restaurering og oppretting av erstatningsarealer for arter tilknyttet

kulturlandskapet være essensielt (Benayas & Bullock, 2012). Verdien av restaurering som tiltak mot tapet av biologisk mangfold har blitt understreket gjennom FNs opprettelse av 10-året for restaurering (decadeonrestoration.org), samt naturavtalen av 2022 (Convention on Biological Diversity, 2022), hvor det ble satt mål om å restaurere 30% av ødelagt natur innen 2030. For at dette målet skal kunne nås, må restaurering gjennomføres på «stor skala» (Helm, 2015). Restaurering av større utstrakte områder som både bidrar til dannelsen av mer habitat, samt fasiliteter for spredning gjennom konnektivitet betyr ikke nødvendigvis restaurering av sammenhengende arealer. Dette kan også være restaurering av mindre arealer spredt ut over et større område i form av et nettverk av habitatpatcher. Restaurering av denne typen bidrar ikke bare til opprettelse av nytt habitat, men motvirker også de negative virkningene av habitatfragmentering (Damschen et al., 2006).

Landskapskonteksten til restaurerte habitater er svært viktig for restaureringssuksess (Knop et al., 2010; Cosentino et al., 2014; Rotchés-Ribalta et al., 2018; San-José et al., 2022), og økt avstand fra source-habitater svekker kolloneringsraten i restaurerte habitatpatcher (Woodcock et al. 2010; Lanta et al., 2020). Brudd i sammenhengende habitater kan også ha en markant negativ effekt på arters overlevelsessevne, og kan stå for 13-75% av reduksjon i biomangfold (Haddad et al., 2015). Til tross for innvirkningen landskapskontekst kan ha for restaureringssuksess, blir det sjelden tatt hensyn til i studier relatert til restaurering (Gilby et al., 2018; von Holle et al., 2020). For å kunne opprette et habitat som øker insektpopulasjoners motstandsevne mot ytre påvirkning, gjennom å styrke spredningsmuligheter og dermed genetisk robusthet (Lozier et al., 2013; Christie & Knowles, 2015; Bartlett et al., 2016), vil habitatforbindelser på landskapskala være svært viktig.

Homogenisering og fragmentering har vist seg å ha negative konsekvenser for humler (Goulson, 2003, side 148; Hemberger et al., 2021), hovedsakelig grunnet favorisering av arter med generalisttrekk (Jacquemin et al., 2020), som bredere diettmuligheter (Wood et al., 2019) og korte tunger (Goulson et al., 2005). Kombinasjon mellom dette samt en økning i kroppsstørrelse til dronninger av større arter, og dermed forbedret flyveutstrekking (Gérard et al., 2020; 2021; Nooten & Rehan, 2020), tidligere sesongstart på våren (Williams et al., 2009; Blasi et al., 2023) og generelt evnen til å benytte seg av habitater av lavere kvalitet ved reduserte resursmengder (Goulson, 2003, side 149), har ført til en favorisering av disse artene. Mangelen på ressurser innenfor en radius på 250-1000 meter fra bolet har i fragmenterte landskap også vist seg å ha en negativ innvirkning på overlevelsen mellom år (Carvell et al., 2017), og er direkte knyttet til mengden blomsterressurser i landskapet. Koblinger mellom pollinatorer og blomstrende planter er svært påvirkelige av reduksjoner i habitatpatchstørrelse og økte avstander mellom disse (Rathcke & Jules, 1993; Steffan-Dewenter, 2003; Pauw, 2007; Xiao et al., 2016; Hauber et al., 2022). Siden 87% av alle planter er avhengige av pollinering for frøsetting (Ollerton et al., 2011), vil brudd derfor kunne ha store konsekvenser for videreføring av gener mellom populasjoner og frøsettingssuksess (Steffan-Dewenter et al., 2000, side 393).

Som et tiltak for å bremse denne negative utviklingen har artsrike veikanter lenge blitt sett på som refugier for arter tilknyttet slåttemark (Auestad et al., 2011; Oldén et al., 2021). Med liknende skjøtselsregime har slike arealer vist en likhet i plantesamfunn til semi-naturlige arealer (Hovd & Skogen, 2005). Områder nær vei har dog også høyere dødelighet (Dániel-Ferreira et al., 2022), og det er påvist en negativ korrelasjon mellom mengde veier og artsdiversitet og antall humler i jordbruket (Kallioniemi et al., 2017). Jordekanter kan imidlertid også ha en positiv innvirkning på humlepopulasjoner (Kells et al., 2001; Bäckman & Tiainen, 2002; Kallioniemi et al., 2017; Purvis et al., 2020). Undersøkelser av plantesamfunnene i jordekanter har derimot vist en større forskjell mellom jordekanter og semi-naturlige engarealer sammenlignet med veikanter (Hovd & Skogen, 2005). Store deler av denne forskjellen kommer av hvordan veikanter skjottes, og ved en liknende behandling av jordekanter, kan artsdiversiteten i jordekanter også forbedres (Tarmi et al., 2011; Tarmi & Hyvönen, 2012). Disse arealene kan dermed representere gode alternative ressursarealer for humler ved manglende semi-naturlige arealer, og skaper gode forutsetninger for å øke habitatmengden for pollinatorer i jordbruket.

For at restaureringstiltak skal være mest mulig effektive, vil det være hensiktsmessig å basere plasseringen av disse på landskapsanalyser. Cost distance modelleringsmetoder som *Least-cost Path* (LCP) har i flere studier blitt brukt til dette formålet (Sawyer et al., 2011; McRae et al., 2012; Balbi et al., 2020; Zhang et al., 2021; Dilts et al., 2023). Slike metoder baserer seg på oppfattelsen om at bevegelse gjennom ulike typer areal krever ulik mengde energi, eller kostnad, fra en spesifikk modellart eller en proxy. Basert på disse verdiene identifiseres minste motstands vei mellom habitatpatcher. For fokusarten, er det en logisk sammenheng mellom størrelsen på patchene, avstanden mellom patchene, motstand mot bevegelse mellom patchene og artenes evner til bevegelse mellom habitatarealer. Kombinasjonen av disse faktorene påvirker hvordan landskapet brukes av ulike arter.

Flyveturer til humler i jordbruket følger ofte lineære elementer (Van Geert et al., 2009; Brebner et al., 2021), og er ett av få arealer med tilgjengelige ressurser for pollinatorer i jordbrukslandskapet. I denne studien vil jeg derfor kartlegge eksisterende jordekanter og potensielle engarealer i et jordbruksdominert område i Ås og Frogn kommune. Registreringene vil så bli brukt til å finne den beste plasseringen av restaureringstiltak på eksisterende jordekanter for å styre bevegelsen gjennom landskapet. Denne studien baseres kun på data innhentet fra fjernmåling, og vil derfor kun illustrere den strukturelle konnektiviteten. Basert på registreringer gjort av humlearter innenfor studieområdet, og på Østlandet generelt, ble *Bombus lapidarius* (steinhumle) valgt som modellart for studien. For å kvantifisere forbedringer på motstanden mellom engarealene, vil jeg her utføre analyser for tre ulike scenarier hvor jordekanter har ingen økologisk verdi (senario 1), utvalgte jordekanter har samme økologisk verdi som potensielle enger (senario 2), og alle jordekanter har samme verdi som enger (senario 3). Målet for studien er å (1) identifisere hvorvidt restaurering av jordekanter vil ha en positiv effekt på konnektiviteten mellom foreslåtte habitatpatcher, og (2) hvor mye nytt enghabitat som kan

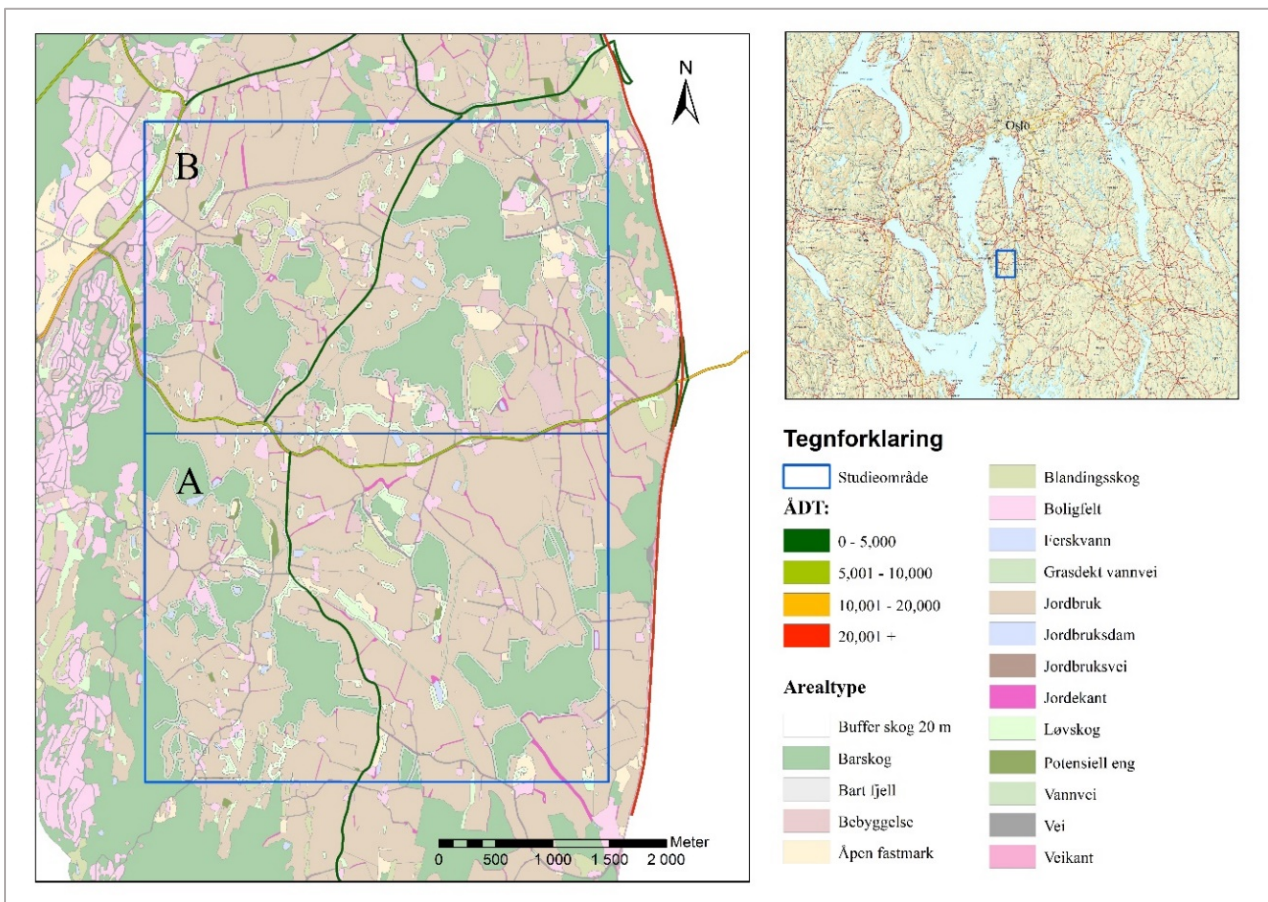
etableres innenfor studieområdet. For å bestemme kvaliteten av sammenkoblingene, vil også verdien av hvert engareal bli vurdert basert på ulike attributter.

Utføring av restaureringstiltak kan i mange tilfeller være dyrt og tidkrevende. Gjennom å finne løsninger for å optimalisere restaureringstiltak, vil prosjekter være mest mulige kostnadseffektive, samtidig som de gir mye tilbake til økosystemet. Dette studiet fokuserer på humler, men prinsippene og metodene kan, og bør, overføres til andre arter med sine respektive habitatkrav og spredningsevne.

2 | Materiale og metode

2.1 | Studieområdet

Studieområdet ligger i Frogn og Ås kommune, og består av et større jordbrukspreget område mellom E6 og Drøbak (fig. 1). Grunnet barrieren E6 representerer for bevegelsen, dannet dette en naturlig avgrensning for studieområdet mot øst, mens de mer tettbebygde områdene i Drøbak dannet avgrensingen mot vest. Lokaliteten ligger i boreonemoral vegetasjonssone og i svakt oseanisk vegetasjonsseksjon (Moen, 1998). Plasseringen gir et mildt klima med en blanding av barskog og varmekjær løvskog, samt et stabilt klima med mindre sesongpåvirkede svingninger i temperatur. Nærmeste værstasjonen «Ås» (59°39'37.7"N, 10°46'54.3"Ø) hadde i normalperioden 1991-2020 en gjennomsnittlig årlig middeltemperatur på 6,3 °C, med en gjennomsnittlig temperatur for januar på -2,8 °C og 16,7 °C for juli. Det årlige gjennomsnittet i nedbør for samme periode var 892 mm (Norsk Klimaservicesenter, 2023).



Figur 1, Plassering og utstrekning av studieområdet inndelt i to delområder, A og B, grunnet veistrekning som splitter området.

Berggrunnen i området består hovedsakelig av granittisk gneis, men har også stedvise forekomster av sandstein og granodiorittisk gneis (Hageskov & Jorde, 2002). Løsmassene består av marine avsetninger og randmorener (Sørensen et al., 1990), som gir gode forhold for jordbruk. Hovedveistrekningen som deler studieområdet i to mellom øst og vest (delområde A og B), har en årsdøgntrafikk (ÅDT)

på ca. 6200 biler ([Statens vegvesen, 2022](#)) (fig. 1). Veien som splitter delområde A har ÅDT på 750, og veien i delområde B, 1600 biler. Studieområdet har et totalt areal på 23,66 km², hvorav jordbruk (57% av totalt areal) og skog (30%) er de mest utbredte arealtypene (tabell 1).

2.2 | Arealtyper

For å bestemme arealtypene innenfor studieområdet, ble registreringer hovedsakelig gjort basert på ortofoto fra 2021 og 2022 hentet fra Norge i bilder (Geodata AS). AR5 ([NIBIO, u.å.](#)) ble også benyttet for å bestemme skogtype hvor dette ikke kom tydelig frem på flyfoto. AR5 viste seg imidlertid i flere tilfeller å ikke være like oppdatert som flyfoto, så det ble ikke benyttet for å bestemme arealtype. Alle registreringer av areal ble gjort i målestokk 1:2000.

Registreringer av arealtyper, samt alle andre kartdataanalyser, ble utført i ArcMap 10.8.2 ([Esri, 2021](#)). Alt areal innenfor og rundt studieområdet ble fordelt på 13 arealtypekategorier basert på ortofoto (tabell 1).

Tabell 1, Oversikt over alle arealtyper, definisjon for hver av kategoriene, og totalt areal innenfor studieområdet.

<i>Arealtype</i>	<i>Arealtype definisjon</i>	<i>Areal i m²</i>
Jordbruk	Arealer med monokultur bestående hovedsakelig av korn.	13 494 597
Barskog	Arealer hvor hovedandelen av trær består av furu eller gran. Produksjonsskog av gran og hogstfelt inngår også i denne kategorien.	5 722 426
Blandingsskog	Arealer hvor hovedandelen av trærne er løvskog, men med innslag av bartrær som kan utgjøre 20-50 % av trekronedekket.	524 743
Løvskog	Arealer med skog med ingen eller få bartrær.	963 705
Skog (totalt)	Det totale arealet av skog.	7 208 482
Skogkant	Kantsone av skog på 20 meter langs ytterkanten av skogsarealer.	Inngår i verdiene for skog.
Bebyggelse	Arealer med bygninger, samt arealer med ugjennomtrengelige flater eller uten jorddekke.	581 053
Åpen fastmark	Arealer med jorddekke som holdes åpne, med varierende økologisk kvalitet (f.eks. plener, eller områder med varierende vegetasjonsdekke).	513 431
Vei	Større og mindre veier.	357 452

Jordekanter	Åpen fastmark i form av lineære elementer med vegetasjonsdekke, inntil eller mellom jorder og/eller vei.	285 753
Veikanter	Åpen fastmark i relasjon til vei. Med eller uten vegetasjonsdekke. Inkluderer også jordbruksveier.	114 356
Boligfelt	Arealer med vekslende bebyggelse og hager eller trær. Variert økologisk nytte, med mulighet for matressurser.	788 326
Ferskvann	Ferskvannsdammer og innsjøer.	118 956
Vannveier	Gressdekte vannveier.	139 523
Potensiell eng	Ikke-tresatte arealer som ikke er i tydelig bruk, som har vegetasjonsdekke, og som ikke defineres som jordekanter.	64 367

Det ble kun registrert jordekanter ved skog dersom de var syngelige fra flybildene, og dermed ikke hadde et trekronedekke. Det vil kunne være arealer med mulige ressurser som derfor ikke er blitt registrert, men som er viktige for pollinerende insekter. Jordekanter ble registrert ned i 1 meters bredde. Grunnet mulig forhøyet dødelighet ved vei (Dániel-Ferreira et al., 2022), ble jordekanter innenfor en 10 meter radius fra midtlinjen på større veier (markert i fig. 1) definert som veikanter for å forhindre oppfordring til unødig opphold i disse arealene.

Det ble ikke funnet noen eksisterende enger som skjøttes som slåtteenger innenfor studieområdet. Noen områder som i NIBIO sitt AR5 kart var registrert som innmarksbeite, og noen områder definert som åpen fastmark, kan også inneha et visst engpreg. Flere av arealene definert som innmarksbeite ble gjennom flybilder vurdert til å ikke ha vesentlig verdi for pollinatorer grunnet tydelige preg av forstyrrelse og overgang til annet bruk. Disse arealene ble i registreringen derfor enten definert som «Åpen fastmark» eller «Bebyggelse», avhengig av områdenes karakter.

Selv om vannveier i mange tilfeller har mange av de samme strukturelle egenskapene som jordekanter, er disse ikke blitt medregnet som mulige arealer for restaurering til korridorer. Dette kommer av vannveienes funksjon som ledningsnett for overflatevann, og dermed økt sannsynlighet for høyere konsentrasjon av gjødsel og plantevernmidler fra jordene.

2.3 | Humler innenfor studieområdet

Tall over humlearter innfor studieområdet fra registreringer utført i 1992 (Dramstand & Fry, 1992), viste at de vanligste humlearter var *Bombus lucorum* (lys jordhumle) og *b. pascuorum* (åkerhumle). Registreringer fra 2006 viste en dreining i artssammensetning, med nedgang i de tidligere vanlige arter

til en dominans av spesielt *b.lapidarius*, samt en markant økning i observerte individer av *b. wurflenii* (tyvhumle) (Kristiansen, 2006). Undersøkelser utført i 2022 kom frem til at de vanligste artene på Østlandet var arter av jordhumle (*b. lucorum* og *b. terrestris*) (Åström et al., 2023). Det ble også her registrert nokså store forekomster av *b. lapidarius*. Basert på artens tilstedeværelse innenfor studieområdet, samt tilgjengeligheten av forskningsdata for artens bruk av jordbrukslandskapet og flyveutstrekning, ble derfor *b. lapidarius* brukt som modellart i konnektivitetsanalysene.

2.4 | Motstandsverdier

Motstandsverdiene til de ulike arealtypene er basert på friksjonsverdier hentet fra Stange et al. (2019). Disse verdiene er basert på ekspertvurderinger av motstand for ulike pollinerende insekter i nærheten av studieområdet, og egner seg derfor godt for bruk i denne studien. Hver av de ulike arealtypene ble tildelt motstandsverdier presentert i tabell 2.

Tabell 2, Motstandsverdier for humler basert på "friction"-verdier hentet fra Stange et al., (2019), med modifikasjoner og tilleggskategorier.

Motstand	1	0.8	0,6	0.5	0.3	0.1	0.01 og 0.001	0.001
Arealtype	Barskog kjerne Blandings-skog kjerne	Barskog kant Blandingsskog kant Løvskog kjerne Bebyggelse	Løvskog kant	Vei	Boligfelt	Jordbruk Åpen fastmark Myr Ferskvann Veikant Vannvei	Jordekant	Potensiell eng

For å kunne illustrere forskjellen mellom arealer som ikke har noen verdi for humlene og arealer som kan utgjøre en ressurs, ble motstandsverdiene fra Stange et al., (2019) modifisert. Verdiene brukt her er en kombinasjon av motstanden de ulike arealtypene representerer, og hvilke ressurser de potensielt kan inneha for pollinatorer. Arealene definert som "Jordekant" i senario 2 og 3, samt "Potensiell eng" har derfor fått verdier som ikke representerer motstand, men muligheten for tilstedeværelsen av ressurser. Verdiene som i Stange et al. (2019) opprinnelig var "0", ble omgjort til "0,1", slik at enger og restaurerte jordekanter kunne ha en lavere verdi tilnærmet lik null (0,001). Verdiene er dermed ikke kun et mål på motstanden i landskapet, da jordekanter og jordbruk sannsynligvis utgjør den samme motstanden for humlene, men også for ressurstilgjengelighet.

Verdiene for motstand til skog er basert på verdier oppgitt for skog med medium høy bonitet (Stange et al., 2019). Kantsoner til disse skogsarealene ble identifisere ved å lage buffere rundt de ulike skogspatchene. Buffere mellom nabopolygoner ble fjernet.

Motstanden til arealene definert som «*Boligfelt*», er ikke del av de opprinnelige friksjonsverdiene fra Stange et al. (2019), men er basert på en kombinasjon av motstanden for arealtypene «*Bebyggelse*», «*Åpen fastmark*» og «*Løvskog kant*». Arealene som inngår i denne typen er arealer med bolighus og tilhørende hagearealer, som kan representere variert grad av landskapshinder, samt mulige ressurser.

2.5 | Konnektivitetsmodellering

2.5.1 | Bufferanalyse

For å identifisere brudd mellom de foreslåtte engene, ble det utført bufferanalyser med utstrekning på 250, 500 og 750 meter (fig. 4). Arealet innenfor bufferen på 500 meter vil sannsynligvis romme de fleste utflyktene til arbeiderene i en koloni (78% av individer), da de fleste arbeiderne av *b. lapidarius* hovedsakelig benytter ressurser innenfor en radius på 500 meter fra bolet (Walther-Hellwig & Frankl, 2003; Knight et al., 2005). Sammenkoblinger mellom ulike habitatpatcher, er for disse illustrert med kontakt mellom buffere på 250 meter. Avstander på 750 meter fanger opp den mulige kontakten mellom enger for individer som benytter arealer innenfor en radius på 1001-1500 meter (én av ti individer). Denne kartleggende konnektivitetsanalysen er kun basert på euklidsk avstand mellom engarealene, og tar dermed ikke hensyn til hvorvidt en vesentlig barriere skiller de to patchene, eller hvilken kostnad traversering av landskapet vil medføre for humlene.

2.5.2 | Modellering av Least-cost Path

For å kunne utføre konnektivitesanalyser ble det først dannet et raster med motstandsverdier basert på arealregistreringene. Cellestørrelsen ble her satt til 1×1 meter. Hver av cellene i griddet får da motstandsverdien bestemt for arealtypen. For å finne den traséen mellom engene som ga minst motstand, *Least-cost Path* (LCP), ble *Cost Path as Polyline (Spatial analyst)* verktøyet benyttet. For å kunne utføre en LCP-analyse, ble det først dannet en *Cost Distance (Spatial analyst)* flate med tilhørende *Cost Back Link (Spatial analyst)*, hvor rasteret med motstandsverdier ble brukt som input.

For å sammenligne motstanden landskapet representerte for humlene mellom de ulike patchene, ble det utført analyser for tre ulike scenario med ulike resistance surface layers. I scenario 1 (S1), ble konnektiviteten modellert ved at motstanden i jordekantene ble satt til 0,1, det samme som andre typer åpen fastmark. Dette representerer dermed konnektiviteten mellom de foreslåtte engene dersom det ikke blir gjort noe med kontakten mellom disse innenfor studieområdet. Resultatene fra LCP-modelleringen i scenario 1 ble brukt for å bestemme hvilke av de eksisterende jordekantene det vil være mest

hensiktsmessig å restaurere for å redusere motstanden og hindre at lengden på traséen gikk vesentlig opp i scenario 2 (S2). Disse jordekantene ble tildelt verdien 0,0001 (≈ 0), det samme som engarealene. Resultatene fra denne analysen viste hvilke av de tilgjengelige jordekantene det vil være mest hensiktsmessig å restaurere for å få mer sammenkoblede populasjoner. I det tredje scenarioet (S3) ble alle jordekanter innenfor studieområdet definert som restaurert, og fikk dermed verdien 0,0001. Dette ble gjort for å sammenligne hvilken innvirkning restaurering av alle jordekanter hadde hatt på modellens valg av trasé, og hvorvidt det var store forskjeller i kostnad mellom de to restaureringsalternativene. For å ta kanteffekten til betraktning ble det også utført LCP-analyser med arealer utenfor studieområdet, men disse ga ikke andre resultater, og ble derfor ikke tatt med videre.

2.6 | Statistikk

For å bestemme om endringene i motstand og lengde var signifikant mellom de ulike scenarioene, ble det utført en paret t-test på verdiene i R. versjon 4.2.1 (R Core Team, 2022). For å vurdere hvor stor innvirkning endring i trasélengden og den akkumulerte motstanden sammenlagt hadde mellom de ulike scenarioene, ble det også utført en paret t-test for kombinasjonsverdier av motstand og lengde. For at lengden skulle være sammenlignbar med motstandsverdiene, ble lengden delt på ti før verdiene ble lagt sammen. Hver celle traversert ga da en tilleggs-motstand på 0,1. Resultatet reflekterte da både motstanden av arealtypene, samt den negative virkningen av lange korridorer (Steffan-Dewenter, 2003).

2.7 | Vurdering av økologisk verdi

For å vurdere områdenes muligheter for økologisk verdi, ble hver av de potensielle engene vurdert og rangert basert på områdets funksjonsevne som habitat, samt hvorvidt det var kontakt mellom ulike habitatpatcher. For å bestemme den økologiske kvaliteten hvert område hadde, ble jordforhold (sanding/ikke sandig) (Cane, 1991; Kallioniemi et al., 2017), tegn til gnagerganger (Purvis et al., 2020), helningsretning (Calabuig, 2000, s. 44-45) og nærhet til jorder registrert (Kleijn & Snoeijs, 1997; Schippers & Joenje, 2002). Disse registreringene ble brukt til å bestemme patchenes økologiske verdi som enkeltstående arealer på en skala fra 1 til 4 (dårlig, middels, god og svært god), basert på fravær eller tilstedeværelsen av de ulike kvalitetene. Hvert areal definert som potensiell eng ble også besøkt, for å forsikre kvaliteten utover det registrert på flyfoto, samt gjøre registreringer av spor etter gnagere.

Basert på registreringer av sandinnhold i relasjon til tilstedeværelse av bol av ulike grupper bier beskrevet i Cane (1991), ble patcher hvor jorda hadde et sandinnhold på over 40 % definert som gode for bolplassering. Verdiene for sandinnhold i jorda ble basert på kartlaget «*Dominerende tekstur i overflatesjikt*» fra NIBIO – Kilden (2022). For arealer som ikke hadde registreringer av jordforhold, ble vurderingen basert på nærliggende arealer (Tobler, 1970). Helningsretningen for hver av

habitatpatchene ble vurdert med hjelp av verktøyet *Aspect* i ArcMap basert på LIDAR-data fra GeoNorge (Kartverket, 2021).

Grunnet den store innflytelsen konnektivitet har for suksessen til et restaurert område, ble kontakten til andre engarealer gitt mye tyngde i vurderingen av engene. Hver av patchene ble også her vurdert på en skala fra 1 til 4, basert på avstand og korridorer (tabell 3). Både avstand til nærmeste eng og tilstedeværelsen av korridorer ble her tatt med i vurderingen.

Tabell 3, Matrise for verddivurdering av engarealer basert på økologiske verdi og konnektivitet til andre habitatarealer.

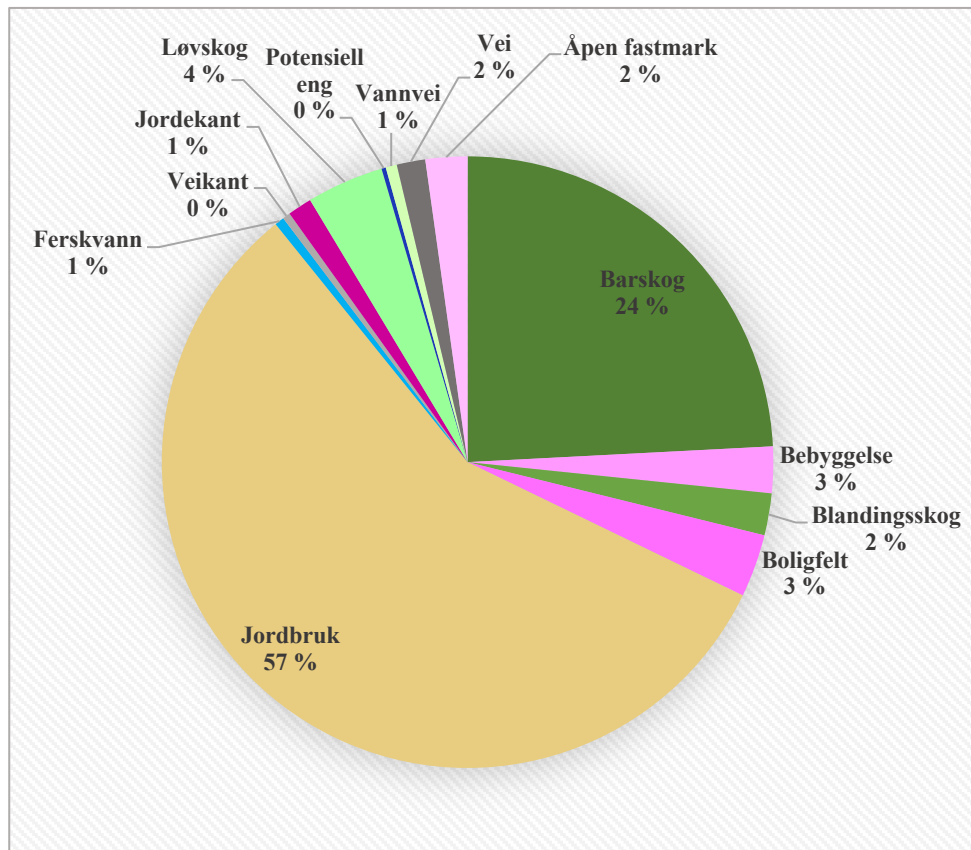
Konnektivitet Kvalitet	1 > 1500 m unna, ingen korridor	2 1000-1500 meter unna, uten korridor	3 500 – 1000 meter unna, uten korridor eller 1000-1500 meter med og korridor	4 < 500 meter avstand uten korridor, eller < 1000 meter med korridor
1 Dårlig kvalitet	1	1	1	2
2 Middels kvalitet	1	1	2	3
3 God kvalitet	1	2	3	4
4 Svært god kvalitet	1	3	4	5

Karakteren fastsatt for hver av engene er kun basert på faktorer som kan danne gode grunnlag for dannelse av habitatarealer, og ikke nåværende tilstedeværelse av ressurser. Verdien av hver eng er derfor et mål på hvorvidt habitatpatchene har gode eller dårlige forutsetninger til å støtte etablering av fungerende habitat for humler ved en eventuell restaurering.

3 | Resultater

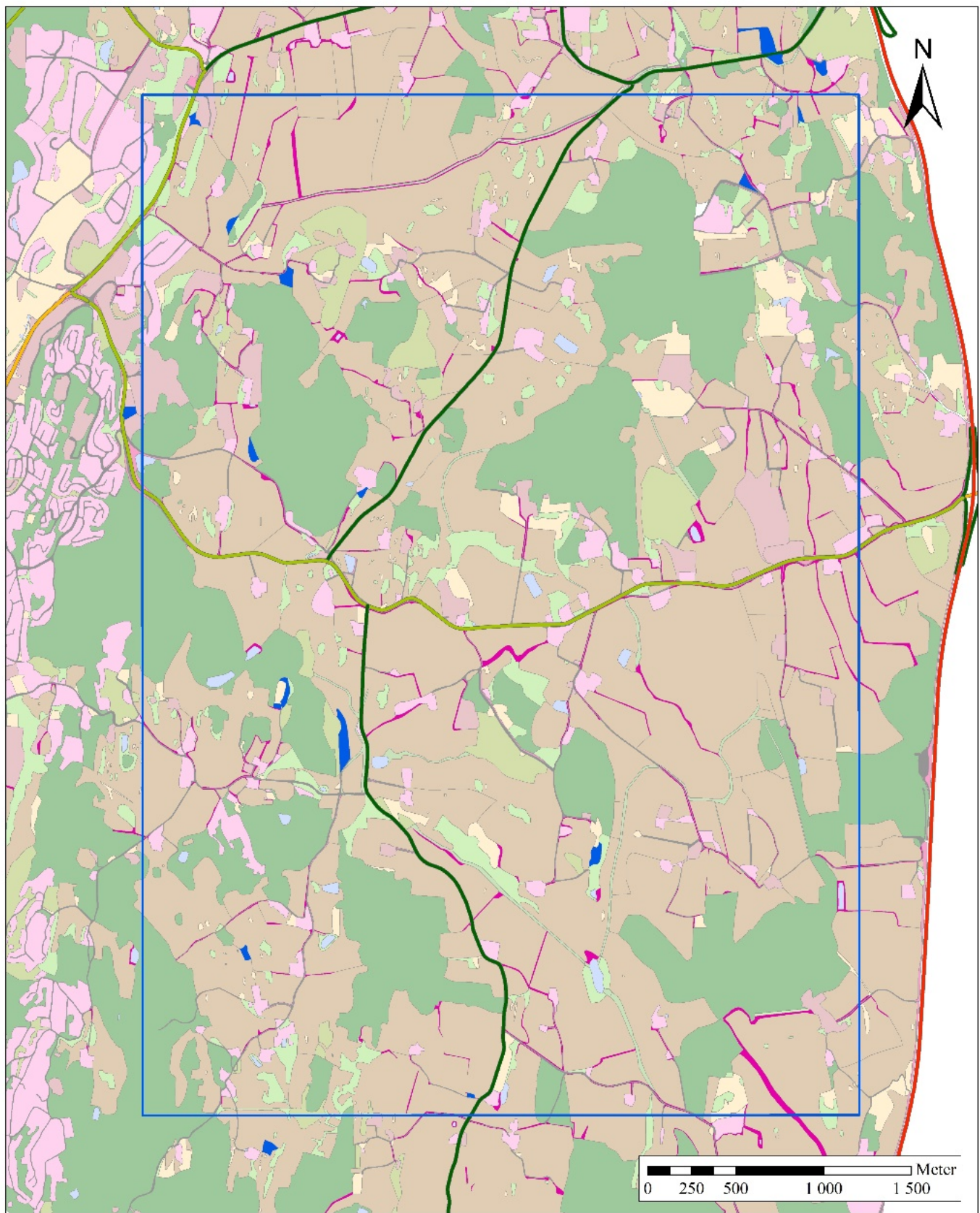
3.1 | Registreringer av arealtyper

Registreringene av arealtyper viste en overrepresentasjon av jordbruk og skog, som til sammen utgjorde 87,5 % av det totale arealet (fig. 2). Gjennom arealtyperegistreringen, ble det også registrert 17 potensielle enger innenfor studieområdet. Disse ble besøkt, hvorav noen av engene så ble valgt bort grunnet dårlige lysforhold og tydelige tegn til forurensning. Resultatet var 12 arealer som ble brukt til videre analyser (fig. 3).



Figur 2, Prosentvis fordeling av de ulike arealtypene innenfor studieområdet.

Den romlige fordelingen til habitatpatchene viste hovedsakelig en sentrering i vestlig del av studieområdet, med et stort område i øst uten noen patcher definert som gode områder for engetablering. Totalt areal av engene var 53 787 m², og utgjorde 0,2 % av studieområdet (fig. 2). Den gjennomsnittlige størrelsen for engene lå på 4 482 m², men det var her stort sprik mellom arealverdiene (917 og 14998 m²). I tillegg til engarealene, ble det også registrert 266 polygoner med jordekanter i varierende størrelse innenfor studieområdet, som til sammen utgjorde 303 886 m².



Tegnforklaring

Arealtyper		ÅDT	
	Potensielle enger		0 - 5,000
	Jordekanter		5,001 - 10,000
	Studieområde		10,001 - 20,000
	Barskog		Bebyggelse
	Blandingsskog		Åpen fasmark
	Løvsog		Boligfelt
	Jordbruk		Bart fjell
			Ferskvann
			Vei
			Veikant
			Vannvei
			20,001 +

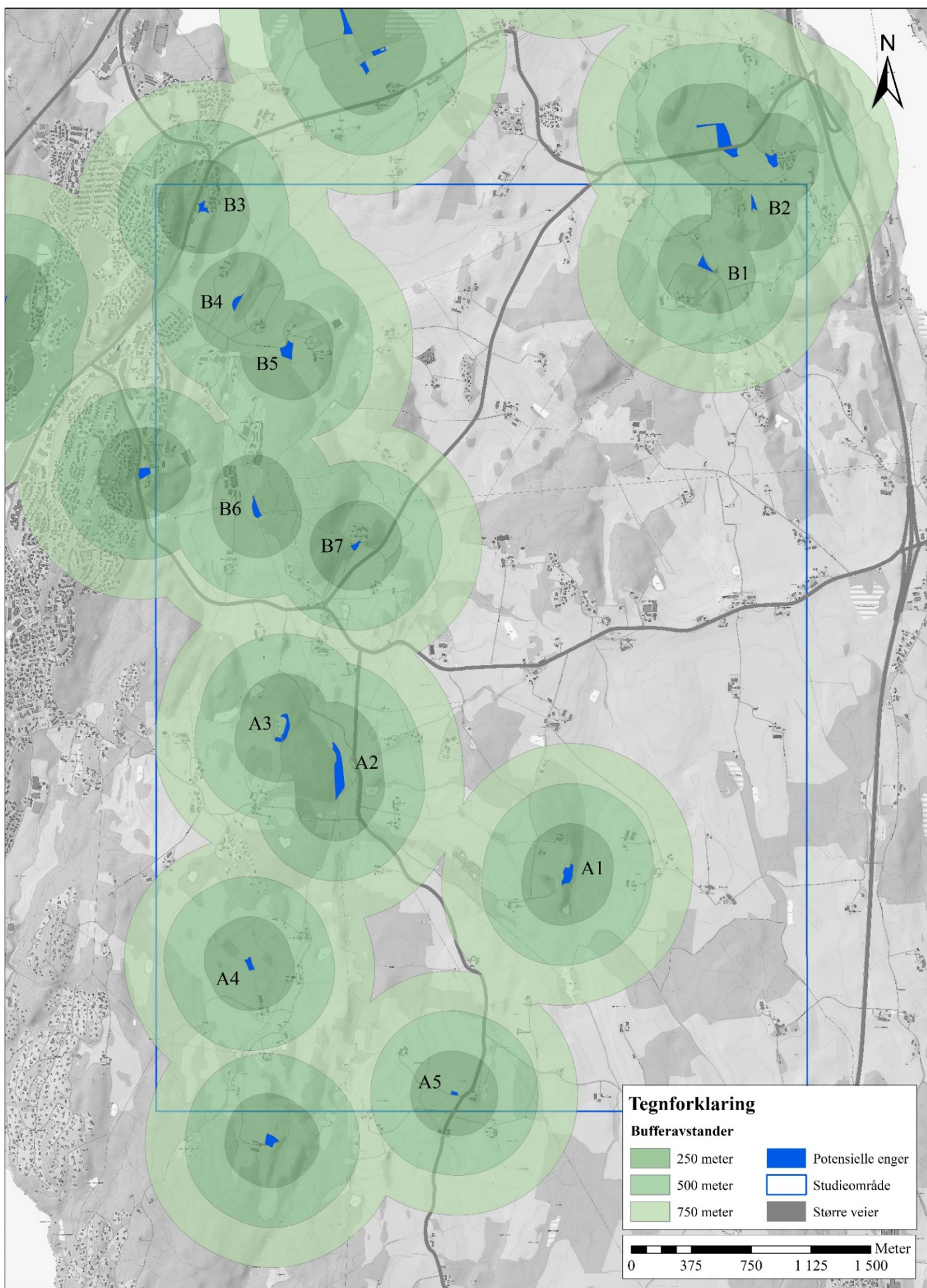
Figur 3, Registreringer av ulike arealtyper innenfor studieområdet. Potensielle enger er markert i mørk blå, og alle jordekanter i sterk rosa.

3.2 | Konnektivitesanalyser

3.2.1 | Bufferanalyser

Bufferanalysen viste sammenkobling mellom flere av de foreslåtte engene for alle bufferavstandene. Med en euklidsk avstand på 1500 meter var det kun ett tydelig brudd i konnektiviteten mellom en hovedgruppering vest, og to enger i nordøst (fig.4). Avstanden mellom de isolerte engene og nærmeste eng i den andre grupperingen var på 2,5 km, og overskredet dermed den fastsatte flyvebegrensningen på 1 km. Ved avstander på 1000 euklidske meter var det noe mindre konnektivitet med dannelse av tre grupperinger med to eller flere enger, samt tre enger som lå helt isolert. Når avstandsbegrensningen sank til 500 meter, var det kun tre grupperinger, alle med kun to enger, innenfor studieområdet.

Som tidligere nevnt tar ikke bufferanalysene høyde for motstanden representert i landskapet. Det var imidlertid kun ved tre anledninger det så ut til å være mulige barrierer mellom enger som lå innenfor 1000 meter avstand fra hverandre innenfor studieområdet. I alle tilfellene var dette skog.



Figur 4, Bufferanalyser som viser den euklidiske sammenkoblingen mellom alle patcher definert som "potensiell eng" i avstander på 250, 500 og 750 meter.

3.2.2 | Least-cost path

Den akkumulerte motstanden for LCP i S1 varierte mellom 71,85 og 447,14 (tabell 4 og fig. 5), med en snittverdi på 248,45. Trasélengdene varierte fra 670,60 til 4 342,13 meter, med et snitt på 2 448,7 meter. Den prosentvise nedgangen i akkumulert motstand mellom S1 og S2 hadde et snitt på 43% (tabell 5). Seleksjonen av utvalgte jordekanter basert på resultatene fra S1, ga verdier i S2 hvor motstandsvariasjoner lå mellom 46,03 og 235,25, med et snitt på 146,76. Lengden på disse traséene varierte fra 896,34 til 5 983,69 meter, med et snitt på 2 981,37. Resultatene fra t-testene viste en signifikant reduksjon i akkumulert motstand mellom S1 og S2 ($p = 0.002$), men også en signifikant økning i trasélengde ($p = 0.01$).

Tabell 4, Verdier for akkumulert motstand og lengde på LCP for de ulike senarioene, S1, S2 og S3.

<i>Fra</i>	<i>Til</i>	<i>ID</i>	<i>S1 motstand</i>	<i>S2 motstand</i>	<i>S3 motstand</i>	<i>S1 lengde</i>	<i>S2 lengde</i>	<i>S3 lengde</i>
A1	A3	1	257,71	235,25	216,25	2 479,67	2 620,42	3 434,01
	A2	2	161,72	149,03	130,07	1 590,73	1 665,15	2 020,93
	A4	3	273,42	229,32	197,27	2 825,50	3 025,08	3 699,47
	A5	4	161,44	102,85	92,14	1 571,00	1 794,71	2 290,65
A4	A3	5	185,40	124,05	123,98	1 805,74	2 130,49	2 131,25
	A2	6	133,22	108,87	100,99	1 460,23	1 315,20	1 319,13
	A1	7	273,42	229,32	197,27	2 825,50	3 025,08	3 699,47
	A5	8	162,43	128,23	122,93	1 565,37	1 626,48	2 005,57
B1	B2	9	71,85	46,03	46,03	670,60	896,34	896,34
	B3	10	343,07	136,39	103,84	3 228,63	4 451,83	5 334,09
	B4	11	326,54	105,01	78,23	3 222,46	3 884,09	3 988,13
	B5	12	321,73	89,33	78,30	3 174,57	4 113,08	4 456,02
	B6	13	447,14	144,54	122,84	4 342,13	5 207,58	5 688,25
	B7	14	359,22	226,45	160,87	3 519,68	5 983,69	6 835,83

Tabell 5, Endringer i akkumulert motstand og lengde på LCP mellom S1 og S2 og S3. Felt markert i grønn indikerer redusert lengde på trasé 6 mellom A4 og A2 i senario S2 og S3, sammenlignet med S1.

ID	Endring i akkumulert motstand		Prosentvis nedgang motstand		Lengdeøkning på LCP		Prosentvis økning lengde	
	S1-S2	S1-S3	S1-S2	S1-S3	S1-S2	S1-S3	S1-S2	S1-S3
1	22,45	41,45	8,71 %	16,09	140,76	954,34	5,68	38,49
2	12,68	31,65	7,84 %	19,57	74,42	430,20	4,68	27,04
3	44,10	76,15	16,13 %	27,85	199,58	873,97	7,06	30,93
4	58,59	69,30	36,29 %	42,93	223,72	719,65	14,24	45,81
5	61,35	61,41	33,09 %	33,13	324,75	325,51	17,98	18,03
6	24,35	32,23	18,28 %	24,19	-145,03	-141,10	-9,93	-9,66
7	44,10	76,15	16,13 %	27,85	199,58	873,97	7,06	30,93
8	34,20	39,50	21,05 %	24,32	61,11	440,20	3,90	28,12
9	25,82	25,82	35,94 %	35,94	225,74	225,74	33,66	33,66
10	206,68	239,23	60,24 %	69,73	1223,20	2105,46	37,89	65,21
11	221,53	248,31	67,84 %	76,04	661,63	765,67	20,53	23,76
12	232,40	243,43	72,24 %	75,66	938,50	1281,45	29,56	40,37
13	302,60	324,30	67,67 %	72,53	865,45	1346,12	19,93	31,00
14	132,77	198,35	36,96 %	55,22	2464,01	3316,15	70,01	94,22
Snitt	101,69	121,95	35,6 %	42,93 %	532,67	965,52	18,73 %	35,56 %

Senario 3 hadde motstandsverdier som varierte mellom 46,03 og 216,25, med et snitt på 126,5. Variasjonen i trasélengde var for dette senarioet innenfor et spenn på 896,34 og 6 835,83 meter, med en gjennomsnittlig lengde på 3 414,22 meter. Mellom S1 og S3 var også reduksjonen i motstand og økningen i lengde signifikant (henholdsvis, $p < 0.001$ og $p = 0,001$). Resultatene for t-testene mellom S2 og S3 viste også signifikante forskjeller i både motstand ($p < 0.001$) og lengde ($p < 0.001$).

Resultatene fra den parede t-test utført med kombinerte verdier av motstand og lengde (tabell 6), viste at verdiene i S2 var signifikant forskjellig fra både S1 og S3 ($p = 0.041$ og $p = 0.002$, respektivt). Det var derimot ingen signifikant forskjell mellom verdiene i senario 1 og senario 3 ($p > 0.05$).

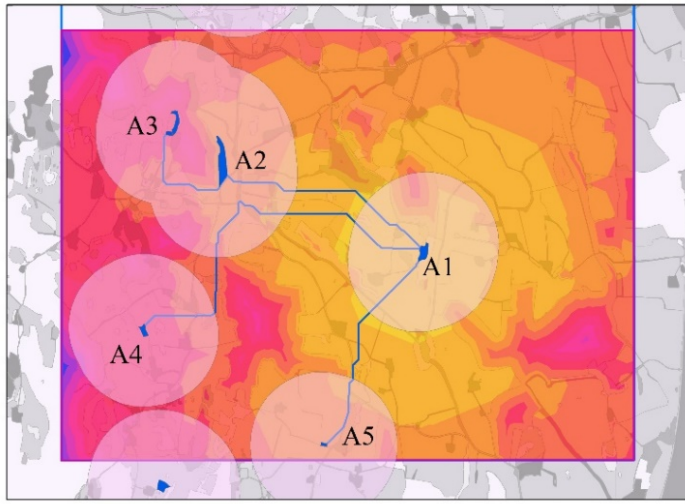
Tabell 6, Sammenlagtverdier for kostnad av LCP og lengden av LCP delt på 10 for hver av traséene ved de ulike senarioene (S1, S2 og S3). Laveste verdi er markert med grønt fyll.

<i>Fra</i>	<i>Til</i>	<i>S1 kombinert kostnad og lengde</i>	<i>S2 kombinert kostnad og lengde</i>	<i>S3 kombinert kostnad og lengde</i>
A1	A2	320,79	315,56	332,16
	A3	505,67	497,3	559,66
	A4	555,97	531,83	567,22
	A5	318,54	282,32	321,21
A4	A3	365,97	337,1	337,11
	A2	279,24	240,39	232,9
	A1	555,97	531,83	567,22
	A5	318,97	290,88	323,49
B1	B2	138,91	135,66	135,66
	B3	665,93	581,57	637,25
	B4	648,79	493,42	477,04
	B5	639,19	500,63	523,91
	B6	881,35	665,29	691,66
	B7	711,19	824,82	844,46

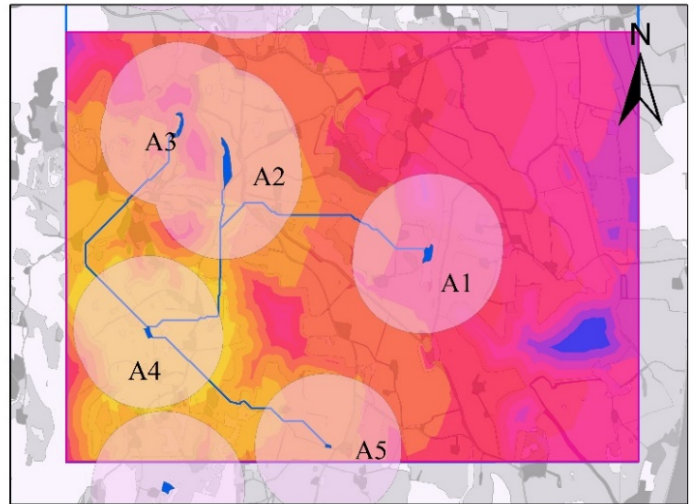
Traséene mellom patch A1 og A4 var den traséen i delområde A som hadde størst endring i ruteplassing, uavhengig av startpunkt (fig. 5). I delområde B var det større endringer i plasseringen av LCP for alle traséene (fig. 6). I senario 2 og 3 benyttet alle traséene her én jordekant mellom de to grupperingene. Den største forskjellen var det for LCP mellom B1 og B7, hvor det var endringer i veivalg både for senario 2 og 3. Det var også endringer for traséen til B3, men disse var mindre. Linjene hadde også en gjennomgående endring i variasjonen, hvorav traséene i S2 og S3 så ut til å ha høyere grad av sinusitet. Kun én av traséene (A4 til A2) hadde en reduksjon i lengde fra S1 til S2 og S3, hvor traséen ble 10% kortere (tabell 5). Både i delormåde A og B var det også en merkbar endring i motstanden i Cost Distnace flaten i S2 og S3, hvor større deler av studieområdet ble mer tilgjengelig (fig. 5 og 6).

Senario 1

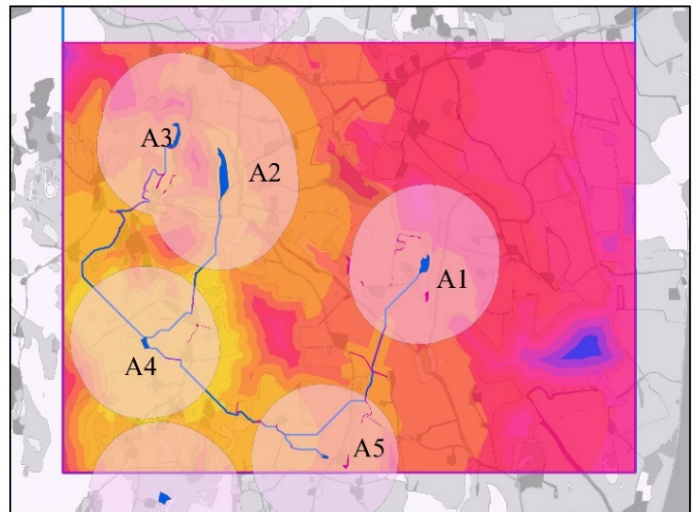
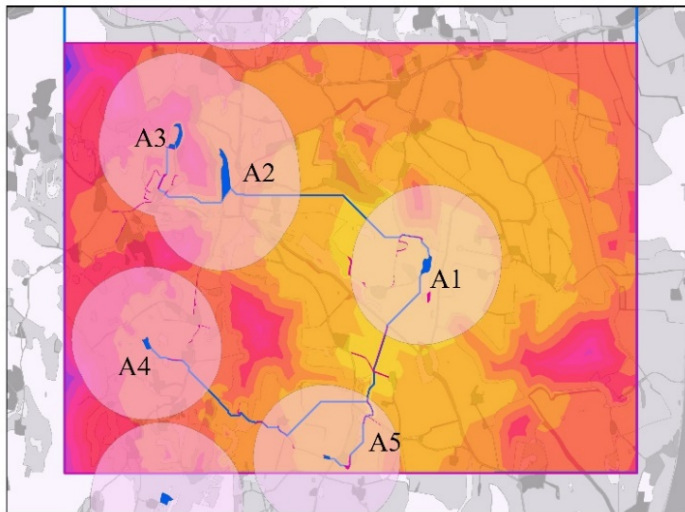
Fra A1



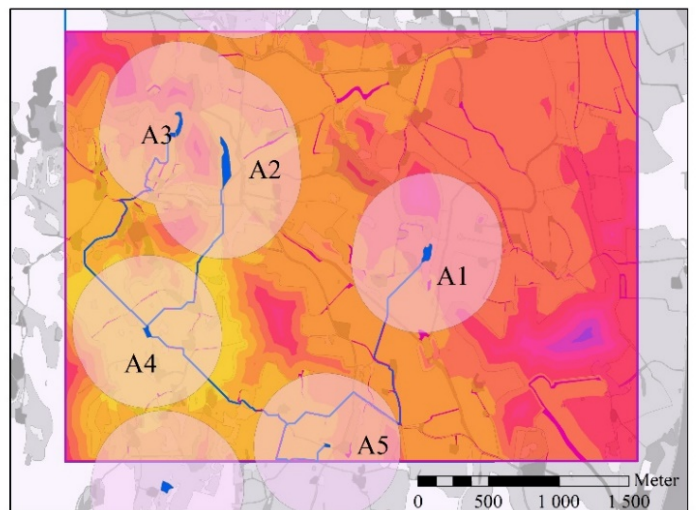
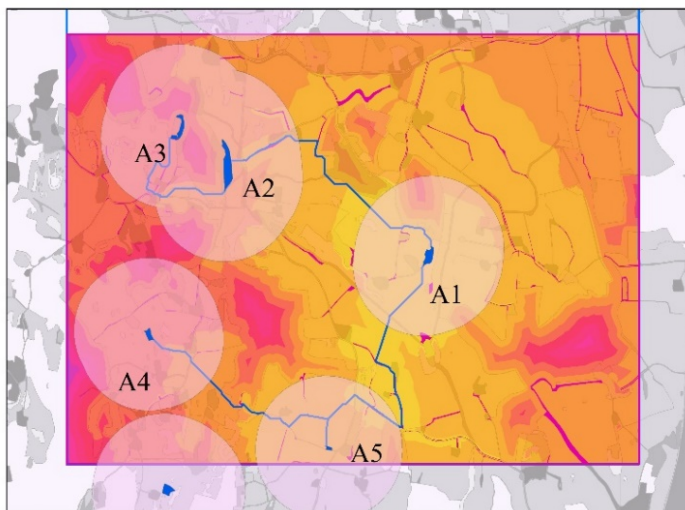
Fra A4



Senario 2



Senario 3



Tegnforklaring

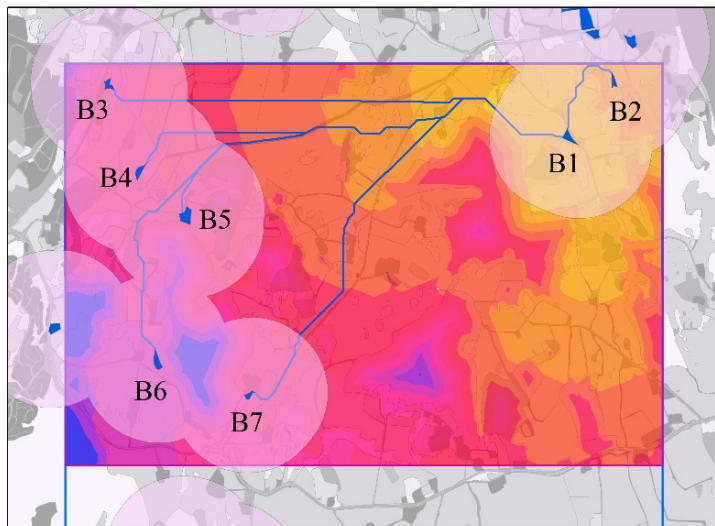
- Alle enger
- Buffer 500 meter
- Avgrensning studieområde
- Jordekanter
- Least-cost path
- Delområde A

Akkumulert kostnad

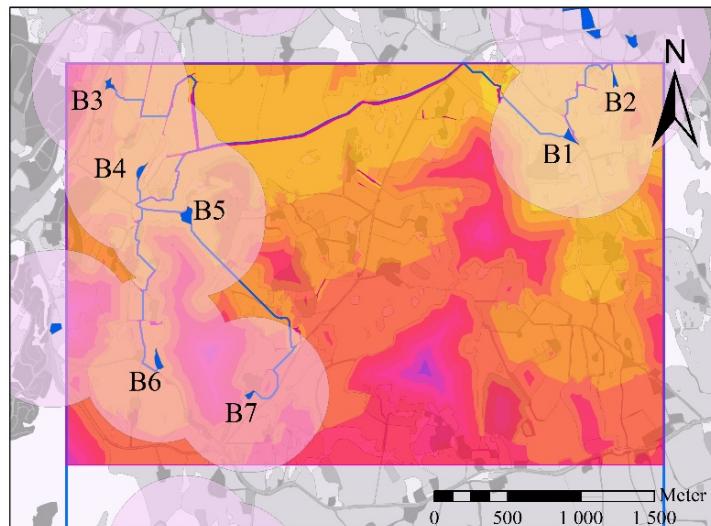
- High : 624
- Low : 0

Figur 5, LCP for senario 1, 2 og 3 i delområde A. Panelene til venstre illustrerer resultater med A1 som utgangspunkt, mens panelene til venstre viser resultater fra A4. Det illustreres også en endring i Cost Weight surface gjennom de ulike senarioene, hvor den akkumulerte motstanden gradvis reduseres fra S1 til S3.

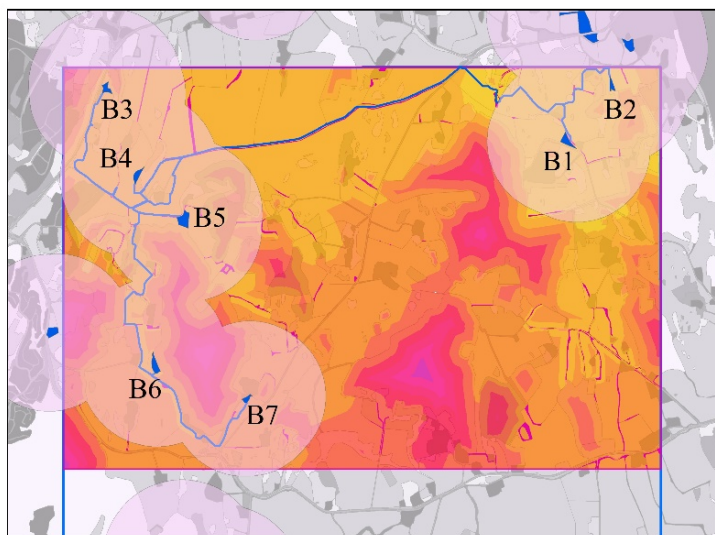
Senario 1



Senario 2



Senario 3



Tegnforklaring

- | | | | |
|-----------------------------------------------------------------------------------|-----------------|-------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------|
|  | Alle enger |  | Buffer 500 meter |
|  | Jordekanter |  | Avgrensning studieområde |
|  | Least-cost path |  | Delområde B |

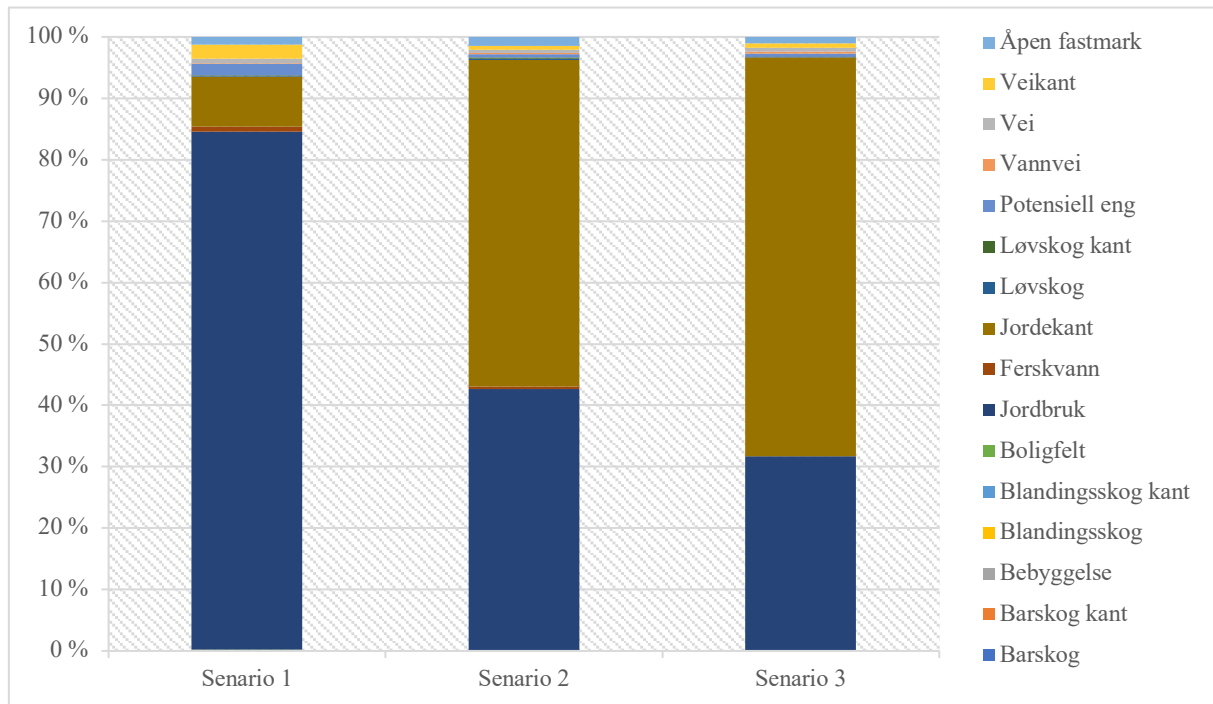
Akkumulert kostnad

High : 624

Low : 0

Figur 6, LCP for senario 1, 2 og 3 i delområde B, alle med eng B1 som startpunkt. Det illustreres også en endring i cost weight surface gjennom de ulike senarioene, hvor den akkumulerte motstanden gradvis reduseres fra S1 til S3.

I senario 1 krysset LCP jorder i over 80% av den sammenlagte strekningen (fig. 7). Den nest høyeste prosentandelen var her jordekanter, med ca. 10 % av arealet. I senario 2 og 3 var det en drastisk reduksjon i arealer med jorder krysset, til fordel for jordekanter, som her utgjorde henholdsvis 53 og 66 % av arealet. Krysningen av andre areal typer gikk også ned fra senario 1, hvor blant annet åpen fastmark, veikanter og ferskvann også ble tatt i bruk.



Figur 7, Prosentvis fordeling av areal typer krysset av alle LCP-traséer i hvert senario.

3.3 | Vurdering av økologisk verdi

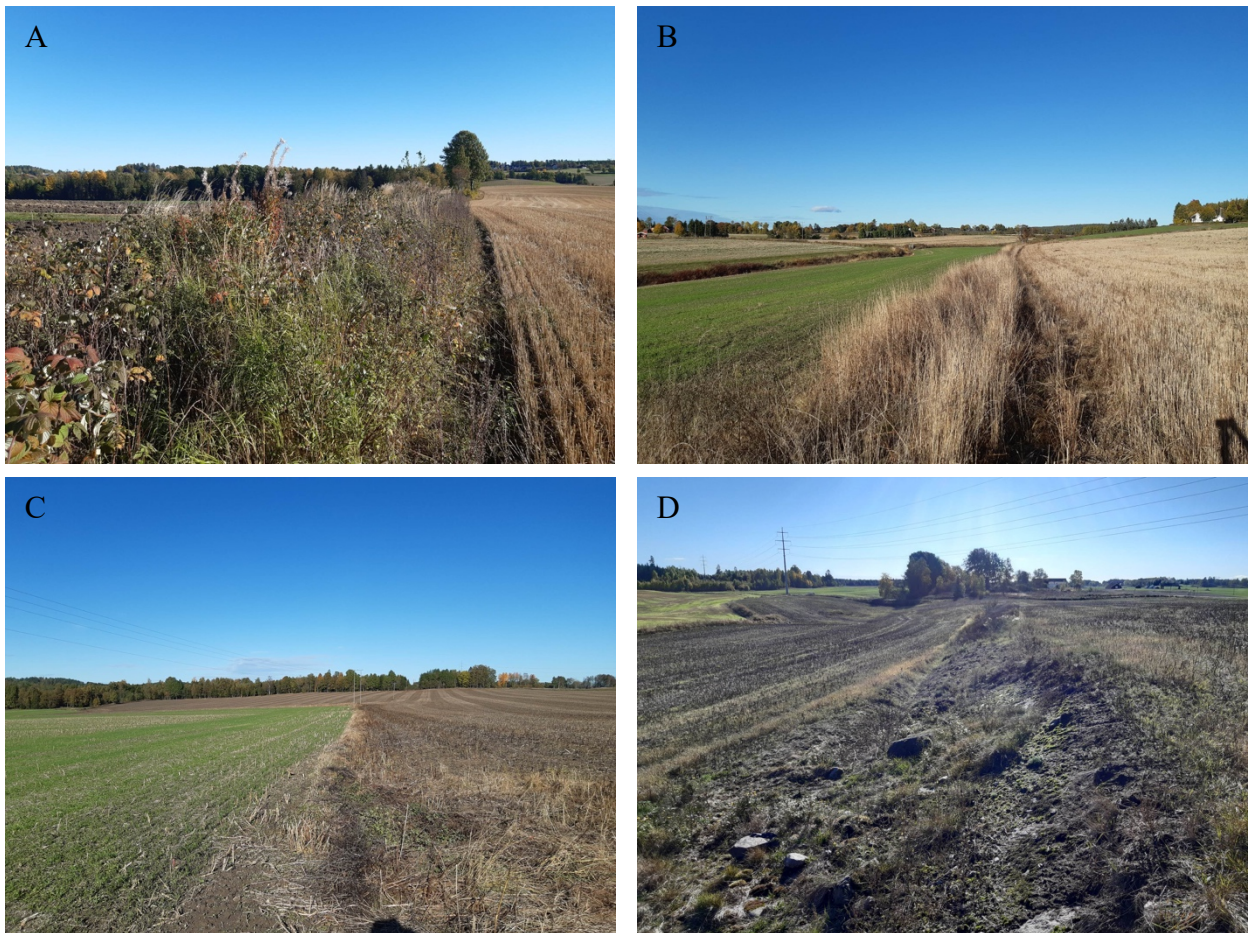
Basert på kriteriene satt for økologisk verdi, ble hver av patchene vurdert basert på ulike attributter, samt sammenkoblinger gjennom jordekanter i S2 (tabell 7). I senario 1 fikk nesten halvparten av områdene verdier i nedre sjikt av skalaen (én med verdi 1, og fire med verdi 2), fire arealer fikk også høye verdier på 4. De lange avstandene mellom flere av engene førte til at kun 5 av 12 fikk forbedret karakter fra senario 1 til 2.

Tabell 7. Vurdering av engers kvalitet basert på økologiske faktorer, samt konnektivitet.
*Interpolerte verdier.

ID	Helningsretning	Gnagere	Nedsiden av eller tett inntil jorde	Sandig jord	Samlet økologisk kvalitet	Avstandsverdi	Samlet vurdering uten korridorer	Avstandsverdi basert på S2	Samlet vurdering etter etablering av korridorer
A1	Variierende	Ja	Nei	Sandig og grusholdig leire* 60-90% sand	Svært god kvalitet 4	2	3	3	4
A2	Ø		Nei	Sandig silt og silt, lite grus* 20-50% sand	God kvalitet 3	4	4	4	4
A3	SØ/Ø		Nei	Mellomsand og finsand, lite grus* >85% sand	God kvalitet 3	4	4	4	4
A4	SØ/Ø	Ja	Ja	Siltig mellomleire* 0-25% sand	God kvalitet 3	2	2	3	3
A5	N, flatt		Ja	Siltig mellomleire 0-25% sand	Dårlig kvalitet 1	2	1	3	1

B1	NØ/SV		Ja	Siltig letteire, lite grus 0-40% sand	Dårlig kvalitet 1	4	2	4	2
B2	V		Ja	Siltig mellomleire, lite grus* 0-25% sand	Dårlig kvalitet 1	4	2	4	2
B3	S/SV/SØ	Ja	Nei	Siltig letteire, lite grus* 0-40% sand Løsmasser av variert størrelse	God kvalitet 3	3	3	4	4
B4	V/NV		Nei	Siltig mellomsand og siltig finsand, lite grus* 40-85% sand	Middels kvalitet 2	4	3	4	3
B5	V/NV	Ja	Ja	Siltig letteire, lite grus 0-40% sand	Dårlig kvalitet 1	4	2	4	2
B6	SV/V		Nei	Grusholdig siltig sand, sandig silt og silt* 0-85%	God kvalitet 3	3	3	4	4
B7	SØ	Ja	Nei	Sandig silt og silt, lite grus* 20-50%	Svært god kvalitet 4	3	4	4	5

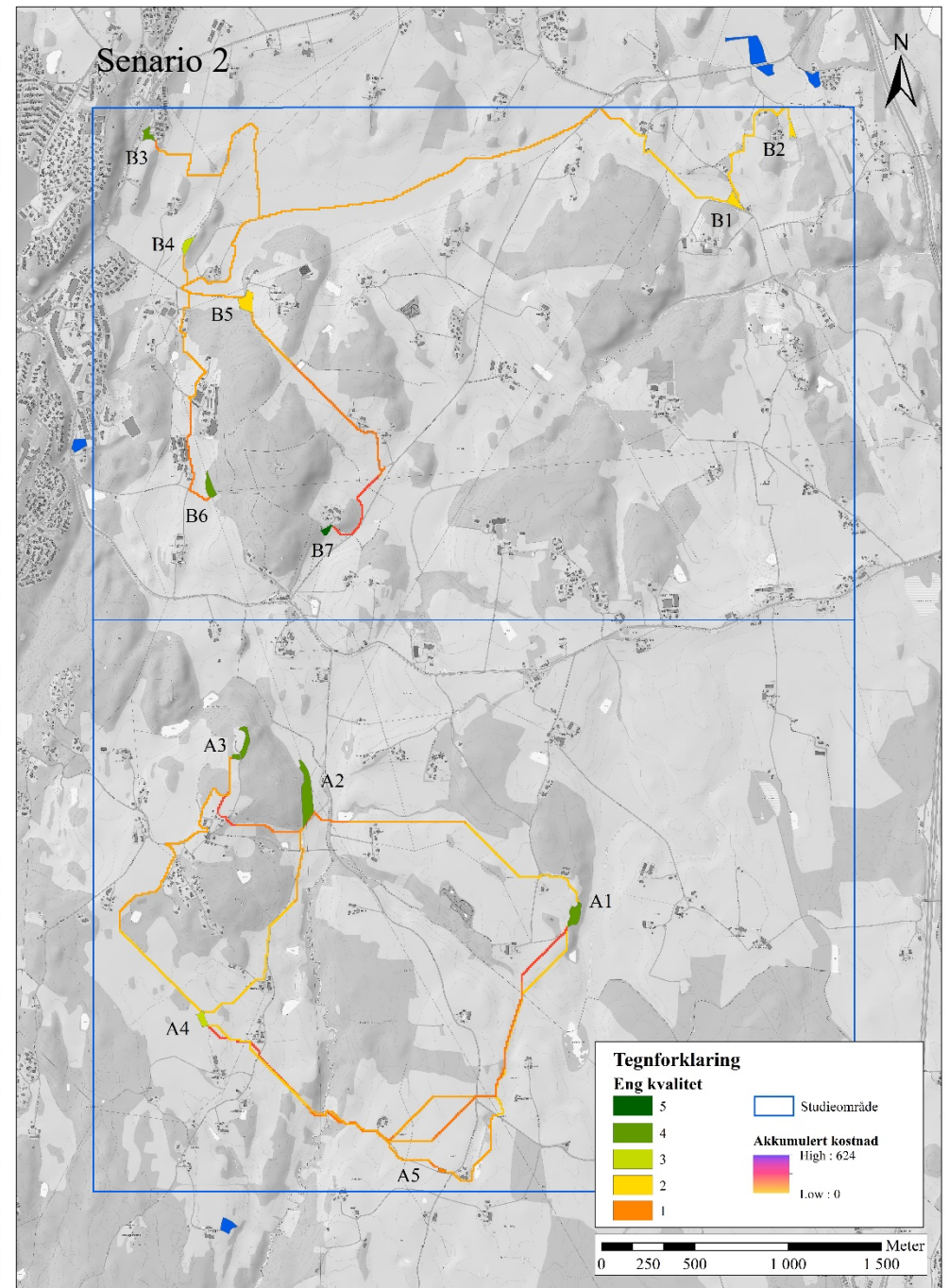
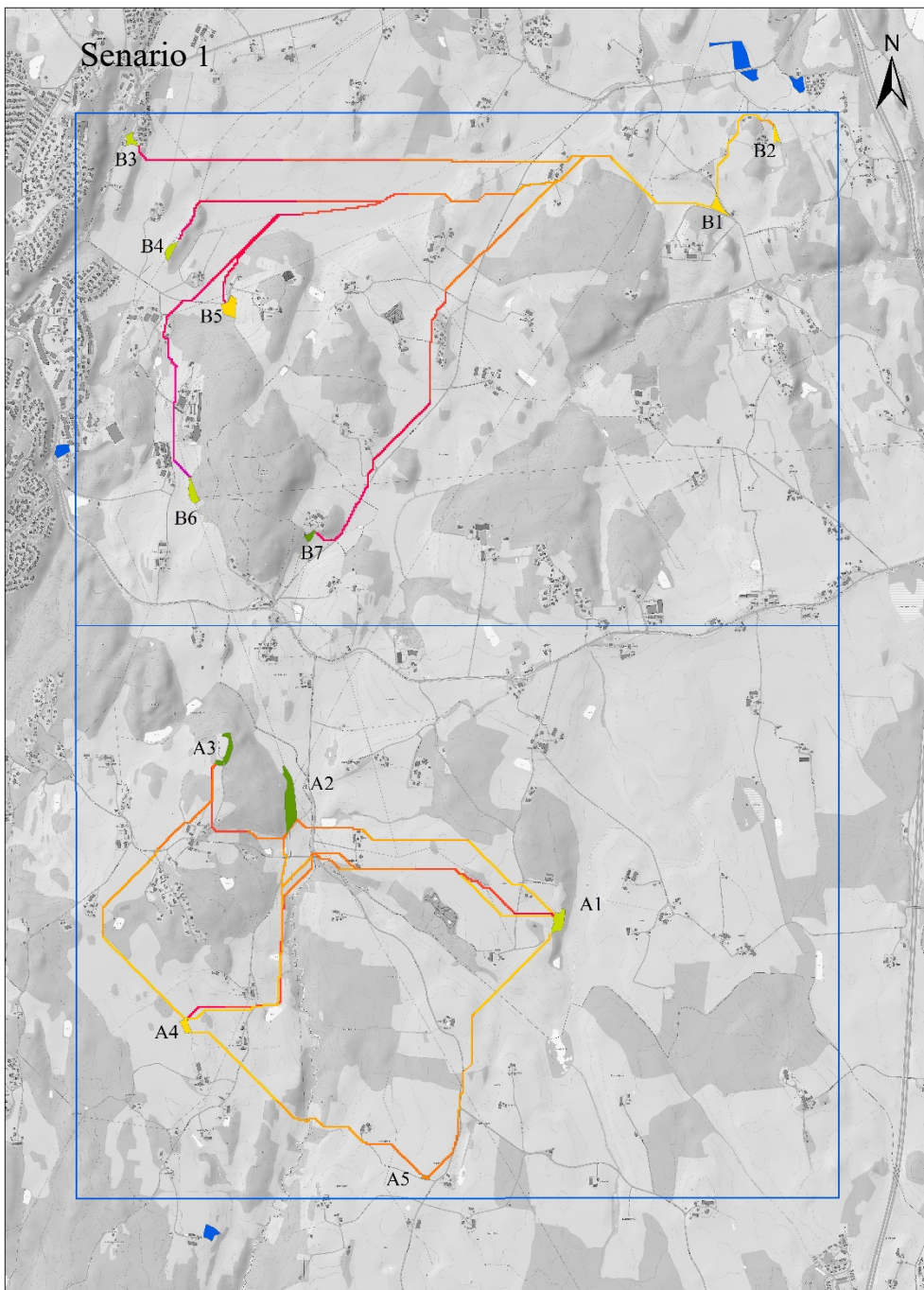
Besøk til et utvalg jordekanter innenfor studieområdet viste varierende økologisk verdi. Disse varierte mellom to meter brede kanter med planter som utgjør en ressurs for humler, og jordekanter som enten var svært smale, dominert av graminider, ryddestein eller hadde svært tynt jorddekke (fig. 8). For å få et mer nyansert bilde av den nåværende situasjonen innenfor studieområdet, vil det være nødvendig å undersøke jordekantene som er blitt foreslått for restaurering.



Figur 8, Jordekant med flere ressursgivende planter som bringebær og geitrams (A), jordekant dominert av graminider (B), jordekant som per dags dato ikke har noen økologisk verdi grunnet manglende vegetasjon og bredde (C), og jordekant med sparsomt jordlag og fjell i dagen (D).

3.4 | Sammenkoblinger av enger med verdivurdering

Implementeringer av jordekanter førte til forbedringer både på LCP i både delområde A og B, men hvor B hadde den mest merkbare endringen (fig. 9). Her fikk tre av engerealene også forbedret karakter (B3, B6 og B7). I delområde A førte sammenkoblingene til forbedringer på to av engene (A1 og A4).



Figur 9, Sammenstilling av endringer av LCP og samlet patchverdi for senario 1 og 2.

4 | Diskusjon

4.1 | Landskapssammensetning

Funnene fra registreringene av arealtyper viste at det per dags dato ikke er noen arealer definert som eng innenfor studieområdet. Med tanke på de gode jordbruksforholdene de marine avsetningene legger til rette for, er ikke dette overaskende. Det ble imidlertid registrert flere arealer som kan være gode områder for engetablering, samt mange jordekanter. De potensielle engene og alle jordekantene utgjorde til sammen et areal på 350 120 m². Det er blitt anslått at et areal burde bestå av 1-2 % blomsterressurser avhengig av blomstertyper, og dermed mengde nektar, for å støtte pollinatorpopulasjoner (Dicks et al., 2015). 350 120 m² utgjør 1,48 % av det totale arealet, og vil dermed være nok areal dersom blomsterressursene som er tilgjengelig er av god kvalitet. Dette tallet representerer for øvrig kun mengden ressurser dersom alle jordekanter og enger innenfor studieområdet skulle blitt forbedret. Ved scenario 2 vil det ikke dannes nok habitat (kun 0,61 %), og det kan i dette tilfellet være nødvendig å se på mulighetene for å omgjøre arealer definert som åpen fastmark, eller andre jordekanter, for å nå den ønskede prosentvise dekningsgraden. Det registrerte habitatet i denne studien tar imidlertid ikke høyde for mulige ressurser som allerede er til stede i jorde-, vei- og skogkanter. Det er mulig at det samlede arealet disse områdene utgjør vil kunne kompensere for forskjellen mellom ønsket habitatmengde og det foreslått i S2. Basert på den synkende mengden blomsterdekke (Åström et al., 2023), samt registreringer av liten bruk av eksisterende blomsterplanter i jordekanter (Dramstad & Fry, 1995), er dette imidlertid lite sannsynlig.

Som tidligere nevnt er det ikke funnet noen arealer som regnes som passende for engetablering i østlig del av studieområdet. Dette kan føre til en svekkelse av tiltak, ved å hemme spredningen mellom patchene. Omgjøring av noen av arealene registrert som åpen fastmark vil kunne fremme mer bevegelse, men grunnet den store hindringen E6 utgjør øst for studieområdet (Andersson et al., 2017), vil manglende engarealer imidlertid ikke være det som hindrer spredning østover.

4.2 | Konnektivitet mellom habitatpatcher

4.2.1 | Bufferanalyser

Bufferen på 750 meter illustrerte at alle engene var sammenkoblet med minst én annen eng på avstander mellom 1000 og 1500 meter. Tre enger var kun sammenkoblet på denne avstanden, og vil kun være tilgjengelige for én av ti individer av *b. lapidarius* (Walther-Hellwig & Frankl, 2003), dersom startpunktet er en av disse patchene. Mangelen på ressurser mellom disse områdene, hvor avstanden er større, vil kunne føre til et behov for lenger flyveutstrekning for humlene, på bekostning av koloniens utvikling (Westphal et al., 2006), samt favorisere mer tilpasningsdyktige generalistarter (Bommarco et al., 2012). Lange avstander på 1000-1500 meter vil derfor være ugunstig. Hvorvidt kolonier har kontakt er basert på antagelsen om at hver koloni har en habitatpatch som bolplass. Humler er imidlertid kjent

for å benytte blant annet veikanter for bolplassering (Svensson et al., 2000). En koloni plassert midt mellom to habitatpatcher vil dermed ha større tilgang til ressurser enn det som er blitt illustrert her.

Selv om bruken av landskapet varierer veldig på individnivå (Woodgate et al., 2016), illustrerer bufferene på 250 og 500 meter hvilke habitatpatcher og arealet rundt enger som vil være tilgjengelig for hovedandelen (78%) av en koloni av *b. lapidarius*. Det var kun tre engpar som lå under 500 meter fra hverandre, men ett av disse (B1 og B2) lå samlet sett svært isolert. Van Geert et al. (2009) fant for øvrig at den gjennomsnittlige avstanden pollen flytter seg via jordekanter var 87 meter. Sannsynligheten for genetisk utveksling for artene humlene pollinerer, er dermed høyere mellom engene som lå nærmere, men konnektiviteten vil også her være noe lavere enn ønskelig. Van Geert et al. registrerte dog også en maksimal avstand på 1010 meter. Studien ble utført på lineære elementer uten nevneverdige mengder blomsterressurser. Bevegelsen gjennom forbedrede jordekanter vil kunne føre til en noe lavere flyveutstrekning, og dermed redusert spredning av pollen over lenger avstander. Siden fragmentering og redusert ressurstilgang fører til lenger flyveturer og resulterende dårligere forutsetninger for kolonien (Westphal et al., 2006), vil dette være en ønskelig virkning av etableringen korridorer for humlene.

Avstandene mellom habitatpatchene viser at de fleste kolonier av *b. lapidarius* ikke vil være begrenset av landskapet genetisk (Steffan-Dewenter et al., 2002). Mangelen på ressurser i både habitatpatcher og korridorer bidrar likevel til en svekkelse av den genetiske utvekslingen for arter som bestøves av disse humlene (Rasmussen & Brødsgaard, 1991).

4.2.2 | Least-cost path

Den akkumulert motstanden for LCP gikk ned mellom nesten alle engene, både i senario 2 og 3, men en konsekvens av dette var at også lengden på traséene gikk signifikant opp. Sammenligningene gjort med kombinerte verdier for lengde og motstand ga et bedre inntrykk av hvordan endringen i trasélengde også vil påvirke konnektiviteten. Mellom S1 og S2 var lengdeøkningen liten nok til at kostnadsreduksjonen i motstandsverdiene ikke ble utjevnet. Det samlede resultatet for lengde og motstand ble dermed signifikant lavere enn S1. Den akkumulerte motstanden mellom S2 og S3 gikk signifikant ned også mellom disse senarioene, men økningen i lengde dette medførte, var for stor til at den samlede kostnaden ikke økte. Sammenligningene mellom S1 og S3 viste at den akkumulerte motstanden i et landskap uten korridorer (S1) hadde like stor betydning på den samlede kostnaden som økningen i trasélengde i S3. Reduksjonen i motstand gjennom store deler av studieområdet illustrert i S3, vil likevel kunne ha en positiv virkning på spredningsmulighetene for planter (Thiele et al., 2018). Den selektive utvelgelsen av jordekanter for restaurering benyttet i S2 var dermed det beste alternativet dersom både motstanden og lengden på LCP tas høyde for. Med tanke på gjennomføringsevne vil også dette alternativet være det mest realistisk, og minst kostbare av de to.

Plasseringen av LCP i S2 og S3, viste tydelig fire strekninger med jordekanter som bidro til reduksjon i kostnad. Tre av disse var i delområde A, og besto av traséer mellom A1 og A2, A1 og A5,

og A5 og A4. I delområde B var det spesielt én jordekant som gjorde seg gjeldene for alle sammenkoblinger mellom de to grupperingene. Restaureringstiltak utført på denne jordekanten kan dermed ha stor innvirkning på bevegelsen mellom habitatpatcher for pollinerende insekter. Avstanden mellom disse engene var dog over 2,5 km. Det er godt dokumentert at humler følger lineære elementer i landskapet (Van Geert et al., 2009; Kallioniemi et al., 2017; Brebner et al., 2021), og at disse blir spesielt viktige over større avstander (Van Geert et al., 2009). Hvor lange disse elementene kan være før de ikke lenger har en sammenkoblende effekt, og hvorvidt bredden på korridorene er av stor betydning for humler, er derimot ikke kjent. For å kunne planlegge effektive restaureringstiltak for humler i jordbruket, vil kunnskap om begrensninger ved korridorer være en viktig brikke i puslespillet, som enda ikke er på plass. Virkningen av korridorer over lenger avstander kan også være påvirket av kvaliteten og størrelsen på målpatchen (Steffan-Dewenter, 2003; Öckinger & Smith, 2008; Bartlett et al., 2016). Sammenkoblinger av arealer av god kvalitet vil derfor også være viktig for suksessen av sammenkoblinger.

4.3 | Potensielle enger og jordekanter

Arealene som ble valgt ut som potensielle enger hadde varierende kvalitet, og vil ikke alle gi like gode resultater ved restaurering. Kun halvparten av arealene hadde gode solforhold basert på områdets helning, og kun fire hadde observert tilstedeværelse av gnagere. Registreringer av gnagere kan likevel være feilrepresentert, da manglende observasjoner ikke nødvendigvis tilsier at de ikke er til stede. Hvorvidt patchen lå på nedsiden av eller tett inntil et jorde, kan også ha varierende effekt, og trenger ikke nødvendigvis å ha en stor negativ påvirkning på floraen og faunaen innenfor patchen. I noen tilfeller ble det imidlertid registrert både brennesle og bringebær i overgangen mellom jorde og patch, og det er derfor nærliggende å anta at disse områdene er mer påvirket av sig med næringsstoff fra jorden. Et mulig tiltak for å avbøte negative virkninger fra sig kan være tilsåing av «grønne gjerder» i overgangen mellom de to arealtypene (Nowakowski & Pywell, 2016). Engene som ligger i relasjon til jorder kan også tilsås med planter som er mer motstandsdyktige mot påvirkning av fosfor, som *Fabaceae* (Pywell et al., 2002), og vil dermed kunne utgjøre en viktig matressurs (Goulson et al., 2005).

Jordekantene vil også være påvirket av gjødsling, og her er nok også påvirkningen større, grunnet at arealet er smalere. Artssammensetningen vil derfor ikke være lik på habitatpatcher og jordekanter (Oldén et al., 2021). Forskjellen i blomsterplanter vil kunne være en begrensning for spredningen av pollen for artene tilknyttet engarealene. Velterop (2000) fant at spredningen av pollen reduseres med 25% allerede ved 25 meters separasjon; ved 200 meter var spredningen minimal. Denne reduksjonen med pollentransport over avstander tilsier at selv om humlene innenfor studieområdet ikke er begrenset av avstander genetisk, kan blomstrende arter som er avhengig av humlene for reproduksjon være det. Forskjellen i artssammensetning kan derfor virke som et hinder for genutveksling mellom blomsterpopulasjoner som ellers kunne skjedd over generasjoner, der avstanden hindrer direkte

flyvninger mellom habitatpatcher. Etablering av bredere korridorer vil kunne ha en effekt på artssammensetningen ved å redusere arealet påvirket av gjødsling og andre kanteffekter, men artssammensetningen vil sannsynligvis aldri bli lik.

Det er blitt registrert at artsdiversitet av humler går opp i takt med en økning i areal (Steffan-Dewenter et al., 2000, side 390; Steffan-Dewenter, 2003), men grunnet humlers måte å drive førsanking unna bolplassen (Saville et al., 1997; Osborne et al., 2001; Dramstad et al., 2003), vil ikke humler som har disse patchene som hjemsted være like påvirket av størrelsen på patchen. Det er derfor mulig å anta at humler vil ha større nytte av dannelsen av et utstrakt nettverk av ressurser, fremfor habitatpatcher valgt ut med grunnlag i størrelse.

Restaurerte enger som ikke har noen kontakt med arealer av samme habitattype, har lavere sjanse for å være vellykkede restaureringsprosjekter. Aavik et al. (2013) fant at spredningen av engarter mellom naturlige og restaurerte habitatpatcher hadde en redusert etableringsavstand på 3 km sammenlignet med utvekslinger mellom naturlige arealer. Tilstedeværelsen av eksisterende habitatpatcher er dermed svært viktig for suksessen til restaurerte arealer (Knop et al., 2010; Christie & Knowles, 2015), og det er sannsynlig at utveksling mellom flere nyetablerte engarealer vil være dårlig. Dette vil kunne utgjøre en svakhet ved restaurering innenfor studieområdet, da det ikke ble identifisert noen eksisterende engarealer.

Undersøkelsene av restaurerte jordekanter er basert på registreringer av jordekanter som allerede eksisterer og som kan forbedres og utvides. Det er dermed ikke inkludert muligheten for å reetablere jordekanter mellom jorder. Det er her mulig at mer effektive og sammenhengende korridorer kunne blitt opprettet. Effekten av å kun bruke eksisterende jordekanter er spesielt synlig for LCP mellom B1 og B3. Her ville dannelsen av en mer direkte korridor kunne gitt redusert kostnad. Mer direkte korridorer vil også kunne ha potensiale for å virke mer retningsstyrende. Undersøkelser gjort på hvordan lineære landskapselementer brukes som korridorer av pollinatorer er på relativt liten skala (Van Geert et al., 2009: 1 km, Brebner et al., 2021: 400 m). Sammenlignet med flyveutstrekning til 10 % av individer av *b. lapidarius*, vil derfor ikke disse dekke hele utnyttelsesområdet til flere av individene i en koloni. Det er ikke bare lengden som har en innvirkning på hvor lang en jordekant kan være før den ikke brukes som en korridor, men også matrisen vil ha mye å si for bevegelsen (Öckinger & Smith, 2008).

Engarealene A1 og B1 og B2 kan fremstå som å ligge isolert grunnet veistrekningene som splitter dem fra de andre engpatchene i hver av delområdene. Det er her dog relativt lite trafikkert (ÅDT på henholdsvis 1600 og 750), og disse veistrekningene vil dermed ikke ha noen markant innvirkning på bevegelsen (Dániel-Ferreira et al., 2022). Veistrekningen mellom øst og vest, er imidlertid mer trafikkert. Det ble derfor ikke inkludert analyser av konnektiviteten mellom de to delområdene. Med formål om å planlegge et landskap for å fremme konnektivitet og bedre habitatkvalitet for humlene, vil planlegging av restaureringstiltak som oppfordrer til bevegelse over veistrekningen mellom de to delområdene, virke mot sin hensikt, og bidra til dannelsen av en økologisk felle. Ved veistrekninger med ÅDT på rundt 6000 biler, er sannsynligheten for dronningdødelighet 0,78, dersom veikantene ikke

har stor plantediversitet (Dániel-Ferreira et al., 2022). For at dødeligheten i nærhet av vei skal gå ned vil det, basert på Dániel-Ferreira et al. (2021; 2022), være nødvendig å øke ressursmengden i veikantene. Årsaken til at dødeligheten gikk ned ved økt ressurstilgjengelighet kommer ikke frem i artikkelen. Det er dermed ikke sikkert om forskjellen er forårsaket av høyere suksess i å krysse veien, eller at behovet for å krysse veien blir borte. Hvorvidt forbedringer vil kunne øke konnektiviteten er dermed ikke klart basert på denne studien.

Det er godt etablert og anerkjent at veikanter representerer viktige erstatningsarealer for både blomsterplanter tilknyttet semi-naturlige landskapstyper (Auestad et al., 2011; Bromley et al., 2019; Oldén et al., 2021), og assosierte pollinatorer (Phillips et al., 2019). Mye av disse positive effektene kommer imidlertid av skjøtselen av disse områdene i form av jevnlig kutting (Valtonen et al., 2006). Behandlingen av slike lineære elementer er også overførbart til jordekanter, og flere studier har hatt gode resultater ved tilsåing av stedege blomsterarter (Bokenstrand et al., 2004; Fritch et al., 2011) i kombinasjon med jevnlig skjøtsel (Kirmer et al., 2018). Det er heller ikke mulig å bestemme om de positive effektene fra tilstedeværelsen av veikanter kommer av spesielle karakteristikk ved veikanter, eller at det ikke er noen andre arealer med ressurser i nærheten, og pollinatorene derfor må benytte disse arealene. Virkningen forbedret ressurstilgang i hele landskapet har på bruken av veikanter burde derfor undersøkes nærmere.

4.4 | Forbedringstiltak

For å bedre ressurstilgangen innenfor studieområdet ville det være mest fordelaktig og kostnadseffektivt å gjøre forbedrende tiltak på de utvalgte jordekantene i S2. I delområde B ga verdivurderingen dårlige resultater for patchene B1, B2 og B5. Sammenkoblingen mellom grupperingene i øst og vest over en såpass lang avstand (2,5 km) vil sannsynligvis ikke medføre bevegelse mellom patchene. I delområde B vil det derfor være mest hensiktsmessig å restaurere kun grupperingen av enger i vestlig del. Alle disse engene ligger innenfor en euklidisk avstand på 1000 meter fra hverandre, og flere av engene var her av god kvalitet, og vil styrke den samlede kvaliteten på nettverket (Steffan-Dewenter, 2003).

I delområde A var det også noe variert kvalitet på engene, men flere av engene (A1, A2 og A3) ble vurdert til god kvalitet i scenario 2. Kvaliteten på A4 og A5 var noe dårligere (henholdsvis 3 og 1). Mellom A4 og A5 og de resterende engene var også avstandene lange, og koblinger mellom disse vil derfor være kostbare uten å tilføre mye kvalitet til nettverket. Det var også stor avstand mellom A1 og A2 (1,5 km). Det er mulig at kvaliteten på enga, samt plasseringen uten hindringer mellom A1 og A2, kan føre til at denne sammenkoblingen kan være noe sterkere. Det er likevel sannsynlig at den lange avstanden vil føre til at sammenkobling ikke er vellykket, og denne anbefales dermed ikke å forbedres uten opprettingen av et tilleggsareal mellom A1 og A2. Walker et al. (2007) kom frem til at behandlingen av jordekanter hadde mer å si for artsvariasjon enn faktorer som landskapskontekts, fysiske/klimatiske variabler, jordkvalitet eller region. Arealer som ikke har den optimale jordstrukturen vil derfor kunne

være viktige ressursarealer selv om de ikke er optimale som bolplass, dersom områdene skjøttes på rett måte.

For at jordekantene skal kunne gi best mulig ressurser for humler, er det anbefalt tilsåing (Asteraki et al., 2004; Hovd, 2008; Amy et al., 2018), og da med en blanding flerårige grasarter og diverse stedegne blomsterarter (Carvell et al., 2004; Carvell et al., 2006). Kombinasjonen av grasarter og blomsterarter gjør også at tilgroing av andre arter kan gå tregere (Nowakowski & Pywell, 2016), og nysåing ikke blir nødvendig like ofte. Jordekantene burde også gjøres bredere for å dempe negative virkninger av kanteffekter, samt redusere påvirkningen av gjødsling (Schippers & Joenje, 2002). Samfunnet blir også mer stabilt og motstandsdyktig mot kolonisering av uønskede arter (Fritch et al., 2011), og vil derfor i et lengre perspektiv være mer kostnadseffektivt.

For å opprettholde diversiteten i plantesamfunn som dannes ved tilsåing, er riktig skjøtsel avgjørende (Noordijk et al., 2011). Kutting kombinert med fjerning av plantemateriale hatt en positiv effekt på artssammensetningen (Schaffers, 2002; De Cauwer et al., 2005), da akkumulering av plantemateriale kan virke hindrende for spiring påfølgende år (Schaffers, 2002). Kutting på deler av området i midten eller mot slutten av juni for å utsette blomstring med fire til åtte uker vil også bidra til en større temporal variasjon i ressurser (Nowakowski & Pywell, 2016).

Planlegging av restaureringstiltak i nettverk på større skala, vil både bidra til økte populasjoner av pollinerende insekter, samt bidra til reduksjon av den negative påvirkningen habitafragmentering og landskapsbrudd har for populasjoners helse og overlevelse. For å nå mål om å lage sunne habitater som støtter et vidt spekter av biodiversitet vil restaurering på landskapsskala være et uvurderlig virkemiddel. Planlegging basert på landskapsanalyser bidrar også til en maksimal utnyttelse av ressurser.

5 | Referanseliste

- Amy, C., Noël, G., Hatt, S., Uyttenbroeck, R., Van de Meutter, F., Genoud, D. Francis, F. (2018). Flower Strips in Wheat Intercropping Systems: Effect on Pollinator Abundance and Diversity in Belgium. *Insects* 9(3): 114. <https://doi.org/10.3390/insects9030114>
- Andersson, P., Koffman, A., Sjödin, N.E. & Johansson, V. (2017). Roads may act as barriers to flying insects: species composition of bees and wasps differs on two sides of a large highway. *Nature Conservation* 18: 47–59. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.18.12314>
- Artsdatabanken (2021). Påverkningsfaktorer. Norsk rødliste for arter 2021. https://artsdatabanken.no/rodlisteforarter2021/Resultater/Pavirkningsfaktorer_Nedlastet_10.03.23
- Asteraki, E.J., Hart, B.J., Ings, T.C. & Manley, W.J. (2004). Factors influencing the plant and invertebrate diversity of arable field margins. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 102(2): 219-231. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.07.003>
- Auestad, I., Rydgren, K. & Austad, I. (2011). Road Verges: Potential Refuges for declining Grassland Species Despite Remnant Vegetation Dynamics. *Annales Botanici Fennici*, 48(4): 289-303. <https://doi.org/10.5735/085.048.0401>
- Bartlett, M., Hale, R. & Hale, M. (2016). Habitat quality limits gene flow between populations of *Bombus ruderatus* in the South Island, New Zealand. *Conservation Genetics*, 17: 703-713. <https://doi.org/10.1007/s10592-016-0816-7>
- Benayas, J.M.R. & Bullock, J.M. (2012). Restoration of Biodiversity and Ecosystem Services on Agricultural Land. *Ecosystems*, 15: 883-899. <http://dx.doi.org/10.1007/s10021-012-9552-0>
- Blasi, M., Carrié, R., Fägerström, C., Svensson, E. & Persson, A.S. (2023). Historical and citizen-reported data show shifts in bumblebee phenology over the last century in Sweden. *Biodiversity and Conservation*, 32: 1523-1547. <https://doi.org/10.1007/s10531-023-02563-5>
- Bokenstrand, A., Lagerlöf, J. & Torstensson, P. R. (2004). Establishment of vegetation in broadened field boundaries in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 101(1): 21-29. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00275-5](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00275-5)
- Bommarco, R., Lundin, O., Smith, H. G. & Rundlöf, M. (2012). Drastic historic shifts in bumble-bee community composition in Sweden. *Proceedings B*, 279(1727): 309–315. <http://doi.org/10.1098/rspb.2011.0647>
- Brebner, J.S., Makinson, J.C., Bates, O.K., Rossi, N., Lim, K.S., Dubois, T., Gómez-Moracho, T., Lihoreau, M., Chittka, L. & Woodgate, J.L. (2021). Bumble bees strategically use ground level linear features in navigation. *Animal Behaviour*, 179: 147-160. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2021.07.003>

- Bromley, J., McCarthy, B. & Shellswell, C. (2019). Managing grassland road verges – A best practice guide. *Plantlife*, https://www.plantlife.org.uk/wp-content/uploads/2023/03/Managing-grassland-road-verges_2020.pdf
- Burns, F., Eaton, M.A., Burfield, I.J., Klvaňová, A., Šilarová, E., Staneva, A. & Gregory, R.D. (2021). Abundance decline in the avifauna of the European Union reveals cross-continental similarities in biodiversity change. *Ecology and Evolution*, *11*: 16647-16660. <https://doi.org/10.1002/ece3.8282>
- Bäckman, J.-P. C. & Tiainen, J. (2002). Habitat quality of field margins in a Finnish farmland area for bumblebees (Hymenoptera: *Bombus* and *Psithyrus*). *Agriculture, Ecosystems & Environment* *89*(1-2): 53-68. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00318-8](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00318-8)
- Calabuig, I. (2000). Solitary Bees and Bumblebees in a Danish Agricultural Landscape. PhD Thesis, University of Copenhagen. <https://www.researchgate.net/publication/268337586>
- Cane, J. (1991). Soils of ground-nesting bees (Hymenoptera: Apoidea): Texture, moisture, cell depth and climate. *Journal of the Kansas Entomological Society*, *64*: 406-413.
- Carvell, C., Bourke, A.F., Dreier, S., Freeman, S.N., Hulmes, S., Jordan, W.C., Redhead, J.W., Sumner, S., Wang, J. & Heard, M.S (2017). Bumblebee family lineage survival is enhanced in high-quality landscapes. *Nature* *543*(7646): 547-549. <https://doi.org/10.1038/nature21709>
- Carvell, C., Meek, W.R., Pywell, R.F. & Nowakowski, M. (2004). The response of foraging bumblebees to successional change in newly created arable field margins. *Biological Conservation*, *118*(3): 327-339. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.09.012>
- Carvell, C., Meek, W.R., Pywell, R.F., Goulson, D. & Nowakowski, M. (2006). Comparing the efficacy of agri-environment schemes to enhance bumble bee abundance and diversity on arable field margins. *Journal of Applied Ecology*, *44*(1): 29-40. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01249.x>
- Christie, M.R. & Knowles, L.L. (2015). Habitat corridors facilitate genetic resilience irrespective of species dispersal abilities or population sizes. *Evolutionary Applications*, *8*(5): 454-463. <https://doi.org/10.1111/eva.12255>
- Convention on Biological Diversity, (2022). Kuning-Montral Global Biodiversity Framework. <https://prod.drupal.www.infra.cbd.int/sites/default/files/2022-12/221222-CBD-PressRelease-COP15-Final.pdf>
- Cosentino, B.J., Schooley, R.L., Bestmeyer, B.T., Kelly, J.F. & Coffman, J.M. (2014). Constraints and time lags for recovery of a keystone species (*Dipodomys spectabilis*) after landscape restoration. *Landscape Ecology* *29*: 665–675. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0003-5>
- Cranmer, L., McCollin, D. & Ollerton, J. (2011). Landscape structure influences pollinator movements and directly affects plant reproductive success. *Oikos*, *121*(4): 562-568. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.19704.x>

- Damschen, E.I., Haddad, N.M.m Orrock, J.L., Tewksburym J.J. & Levey, D.J. (2006). Corridors Increase Plant Species Richness at Large Scales. *Science*, 313(5791): 1284-1286.
<https://doi.org/10.1126/science.1130098>
- Daniel-Ferreira, J., Berggren, Å., Bommarco, R., Wissman, J. & Öckinger, E. (2021). Road verges are corridors and roads barriers for the movement of flower-visiting insects. *Ecography*, 2022(2): e05847. <https://doi.org/10.1111/ecog.05847>
- Daniel-Ferreira, J., Berggren, Å., Bommarco, R., Wissman, J. & Öckinger, E. (2022). Bumblebee queen mortality along roads increase with traffic. *Biological Conservation* 272: 109643.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109643>
- De Cauwer, B., Rehaul, D., D'hooghe, K., Nijs, I. & Milbau, A. (2005). Evolution of the vegetation of mown field margins over their first 3 years. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 109(1-2): 87-96. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.02.012>
- Dicks, L.V., Baude, M., Robersts, S.P.M., Phillips, J., Green, M. & Carvell, C. (2015). How much flower-rich habitat is enough for wild pollinators? Answering a key policy question with incomplete knowledge. *Ecological Entomology*, 40(Suppl. 1): 22-35.
<https://doi.org/10.1111%2Feen.12226>
- Dilts, T.E., Black, S.H., Hoyle, S.M., Jepsen, S.J. & Forister, M.L. (2023). Agricultural margins could enhance landscape connectivity for pollinating insects across the Central Valley of California, U.S.A. *PLoS ONE*, 18(2): e0267263. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0267263>
- Dirzo, R., Young, H.S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N.J.B. & Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345(6195): 401-406. <https://doi.org/10.1126/science.1251817>
- Donal, P. F., Gree, R.E., Heath, M.F. (2001) Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings B*, 268(1462): 25-29.
<https://doi.org/10.1098%2Frspb.2000.1325>
- Dramstad, W. & Fry, G. 1995. Foraging activity of bumblebees (*Bombus*) in relation to flower resources on arable land. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 53: 123-135.
[https://doi.org/10.1016/0167-8809\(94\)00561-R](https://doi.org/10.1016/0167-8809(94)00561-R)
- Dramstad, W., Fry, G. & Schaffer, M.J. (2003). Bumblebee foraging – is closer really better? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 95(1): 349-357.
[https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(02\)00043-9](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(02)00043-9)
- Dupont, Y.L., Damgaard, C. & Simonsen, V. (2011). Quantitative Historical Change in Bumblebee (*Bombus* spp.) Assemblages of Red Clover Fields. *PLoS ONE* 6(9): e25172.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0025172>
- Edmondson, C., St Pierre, T., Robinson, S., & Powell, I. (2017). The rapid response of foraging bumblebees *Bombus* spp. to hay meadow restoration in the Yorkshire Dales and Forest of Bowland, UK. *Conservation Evidence*, 14: 61-66.
<https://www.conservationevidence.com/individual-study/6746>

- Fritch, R.A., Sheridan, H., Finn, J.A., Kirwan, L. & Ó hUallacháin, D. (2011). Methods of enhancing botanical diversity within field margins of intensively managed grassland: a 7-year field experiment. *Journal of Applied Ecology*, 48(3): 551-560. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01951.x>
- Gérard, M., Marshall, L., Martinet, B. & Michez, D. (2021). Impact of landscape fragmentation and climate change on body size variation of bumblebees during the last century. *Ecography*, 44(2): 255-264. <https://doi.org/10.1111/ecog.05310>
- Gérard, M., Martinet, B., Maebe, K., Marshall, L., Smagghe, G., Vereecken, N.J., Vray, S., Rasmont, P. & Michez, D. (2020). Bee body size and global change: Growing with the task? *Global Change Biology*, 26(3): 1185-1195. <https://doi.org/10.1111/gcb.14967>
- Gilby, B.L., Olds, A.D., Connolly, R.M., Henderson, C.J. & Schlacher, T.A. (2018). Spatial Restoration Ecology: Placing Restoration in a Landscape Context. *BioScience*, 68(12): 1007–1019. <https://doi.org/10.1093/biosci/biy126>
- Goulson, D., 2003. *Bumblebees – Their behaviour and Ecology*. Oxford university press.
- Goulson, D., Hanley, M.E., Darvill, B., Ellis, J.S. & Knight, M.E. (2005). Causes of rarity in bumblebees. *Biological Conservation*, 122(1): 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.06.017>
- Goulson, D., Nicholls, E., Botías, C. & Rotheray, E.L. (2015). Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science* 347(6229): nr. 1255957 <https://doi.org/10.1126/science.1255957>
- Guerrero, I., Morales, M.B., Oñate, J.J., Geiger, F., Berendse, F., de Snoo, G., Eggers, S., Pärt, T., Bengtsson, J., Clement, L.W., Weisser, W.W., Olszewski, A., Ceryngier, P., Hawro, V., Liira, J., Aavik, T., Fischer, C., Flohre, A., Thies, C. & Tschardtke, T. (2012). Response of ground-nesting farmland birds to agricultural intensification across Europe: Landscape and field level management factors. *Biological Conservation*, 152: 74-80. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.04.001>
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Colbert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., Lovejoy, T. E., Sexton, J., Austin, M. P., Collins, C. D., Cook, W. M., [...] Townshend, J. R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth’s ecosystems. *Science Advances* 1(2): 1-9. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Hageskov, B. & Jorde, K. 2002: Berggrunnskart DRØBAK 1814 II, M 1:50.000. Foreløpig utgave. NGU. Tilgjengelig via: <https://www.ngu.no/upload/Publikasjoner/Kart/B50/drobak.pdf>
- Hauber, S.J., Maier, S.L., Adedoja, O., Gaertner, M. & Geerts, S. (2022). Mixed effect of habitat fragmentation on pollinator visitation rates but not on seed production in renosterveld of South Africa. *South Africa Journal of Botany*, 146: 48-57. <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2021.09.027>
- Helm, A. (2015). Habitat restoration requires landscape-scale planning. *Applied Vegetation Science*, 18(2): 177-178. <https://doi.org/10.1111/avsc.12159>

- Hemberger, J., Crossley, M. S. & Gratton, C. (2021). Historical decrease in agricultural landscape diversity is associated with shifts in bumble bee species occurrence. *Ecology letters*, 24: 1800-1813. <https://doi.org/10.1111/ele.13786>
- Hognestad, M.I.B. & Holmberg, I. (2021). Landskapsendringer i et nasjonalt verneverdig område ved Leira i Lillestrøm kommune. <https://hdl.handle.net/11250/2824018>
- Hovd, H & Skogen, A. (2005). Plant species in arable field margins and road verges of central Norway. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 110(3-4): 257-265. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.04.013>
- Hovd, H. (2008). Occurrence of meadow herbs in sown and unsown ploughed strips in cultivated grassland. *Acta Agriculturae Scandinavica. Section B, Plant Soil Science*, 58: 208-2015. <https://doi.org/10.1080/09064710701593046>
- IPBES (2019): Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. E. S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz, and H. T. Ngo (editors). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 1148 pages. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673>
- IPBES. R. Scholes, L. Montanarella, A. Brainich, N. Barger, B. ten Brink, M. Cantele, B. Erasmus, J. Fisher, T. Gardner, T. G. Holland, F. Kohler, J. S. Kotiaho, G. Von Maltitz, G. Nangendo, R. Pandit, J. Parrotta, M. D. Potts, S. Prince, M. Sankaran and L. Willemen (eds.). (2018) Summary for policymakers of the assessment report on land degradation and restoration of the Intergovernmental Science Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES secretariat.
- Jacquemin, F., Violle, C., Munoz, F., Mahy, G., Rasmont, P., Roberts, S.P.M., Vray, S. & Dufrêne, M. (2020). Loss of pollinator specialization revealed by historical opportunistic data: Insights from network-based analysis. *PLoS ONE*, 15(7): e0235890. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0235890>
- Kallioniemi, E., Åström, J., Rusch, G. M., Dahle, S., Åström, S. & Gjershaug, J. O. (2017). Local resources, linear elements and mass-flowering crops deter bumblebee occurrences in moderately intensified farmland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 239: 90-100. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.12.039>
- Kells, A.R., Holland, J.M. & Goulson, D. (2001). The value of uncropped field margins for foraging bumblebees. *Journal of Insect Conservation* 5: 283-291. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1013307822575>
- Kirmer, A., Rydgren, K. & Tischew, S. (2018). Smart management is key for successful diversification of field margins in highly productive farmland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 251: 88-98. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.09.028>

- Klatt, B.K., Nilsson, L. & Smith, H.G. (2020) Annual flowers strips benefit bumble bee colony growth and reproduction. *Biological Conservation*, 252: 108814.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108814>
- Kleijn, D. & Snoeiijing, G.I. (1997). Field boundary vegetation and the effects of agrochemical drift: Botanical change caused by low levels of herbicide and fertilizer. *Journal of Applied Ecology*, 34(6): 1413-1425. <https://doi.org/10.2307/2405258>
- Knight, M.E., Martin, A.P., Bishop, S., Osborne, J.L., Hale, R.J., Sanderson, R.A. & Goulson, D. (2005). An interspecific comparison of foraging range and nest density of four bumblebee (*Bombus*) species. *Molecular Ecology*, 14(6): 1811-1820. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2005.02540.x>
- Knop, E., Herzog, F. & Schmid, B. (2010). Effect of Connectivity Between Restoration Meadows on Invertebrates with Contrasting Dispersal Abilities. *Restoration Ecology*, 19(201):151-159.
<https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00737.x>
- Kremen, C. & Merenlender A. M. (2018). Landscapes that work for biodiversity and people. *Science*, 362: 1-9. <http://dx.doi.org/10.1126/science.aau6020>
- Kristiansen, D. 2006. Foraging activity of bumblebees (*Bombus*) in relation to flower resources on arable land: A follow-up 13 years later.
<https://static02.nmbu.no/mina/studier/moppgaver/2006-Kristiansen.pdf>
- Kålås, J.A., Husby, M., Nilsen, E.B. & Vang, R. (2014). [Bestandsvariasjoner for terrestriske fugler i Norge 1996-2013](#). NOF Rapport 4-2014: 1-36.
- Lanta, V., Mudrak, O., Liancourt, P., Dvorsky, M., Bartos, M., Chlumska, Z., ˇSebek, P., ˇCizek, L. & Dolezal, J. (2020). Restoring diversity of thermophilous oak forests: connectivity and proximity to existing habitats matter. *Biodiversity and Conservation*, 29: 3411–3427.
<https://doi.org/10.1007/s10531-020-02030-5>
- Lister, B. C. & Garcia, A. (2018). Climate-driven declines in arthropod abundance restructure a rainforest food web. *PNAS*, 115(44): E10397-E10406.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1722477115>
- Lozier, J.D., Strange, J.P. & Kock, J.B. (2013). Landscape heterogeneity predicts gene flow in a widespread polymorphic bumble bee, *Bombus bifarius* (Hymenoptera: Apidae). *Conservation Genetics*, 14: 1099-1110. <https://doi.org/10.1007/s10592-013-0498-3>
- McRae, B.H., Hall, S.A., Beier, P. & Theobald, D.M. (2012). Where to restore Ecological Connectivity? Detecting Barriers and Quantifying Restoration Benefits. *PLoS ONE*, 7(12): e5260. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0052604>
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and human well-being: synthesis. *Island Press*.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. *Statens kartverk*.
- Newbold T., Hudson L.N., Hill S.L.L., Contu S., Lysenko I., Senior R.A., 4Borger L., Bennett D.J., Choimes A., Collen B., Day J., De Palma A., Dıaz S., Echeverria-5Londono S., Edgar M.J.,

- Feldman A., Garon M., Harrison M.L.K., Alhousseini T. [...] Purvis A. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520: 45-50.
<https://doi.org/10.1038/nature14324>
- Noordijk, J., Musters, C.J.M., van Dijk, J. & de Snoo, G.R. (2011). Vegetation development in sown field margins and on adjacent ditch banks. *Plant Ecology*, 212: 157-167.
<https://doi.org/10.1007/s11258-010-9811-0>
- Nooten, S.S. & Rehan, S.M. (2020). Historical changes in bumble bee body size and range shift of declining species. *Biodiversity and Conservation*, 29: 451–467.
<https://doi.org/10.1007/s10531-019-01893-7>
- Norsk Klimaservicesenter (2023). Klimanormaler for værstasjon 17850 – «Ås». Hentet januar 2023.
<https://seklima.met.no>
- Nowakowski, M. & Pywell, R.F. (2016). Habitat creation and management for pollinators. Centre of Ecology & Hydrology, Wallingford, UK.
- Oldén, A., Pitkämäki, T., Halme, P., Komonen, A. & Raatikainen, K.J. (2021). Road verges provide alternative habitats for some, but not all, meadow plants. *Applie Vegetation Science*, 24(3): e12594. <https://doi.org/10.1111/avsc.12594>
- Ollerton, J., Winfree, R. & Tarrant, S. (2011). How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos*, 120(3): 321-326. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18644.x>
- Osborne, J.L., Clark, S.J., Morris, R.J., Williams, I.H., Riley, J.R., Smith, A.D., Reynolds, D.R. & Edwards, A.S. (2001). A landscape-scale study of bumble bee foraging range and constancy, using harmonic radar. *Journal of Applied Ecology*, 36(4): 519-533.
<https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1999.00428.x>
- Outhwaite, C.L., McCann, P. & Newbold, T. (2022). Agriculture and climate change are reshaping insect biodiversity worldwide. *Nature* 605: 97–102. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-04644-x>
- Pauw, A. (2007). Collapse of a pollination web in small conservation areas. *Ecology*, 88(7): 1759-1769. <https://doi.org/10.1890/06-1383.1>
- Phillips, B.B., Gaston, K.J., Bullock, J.M. & Osborne, J.L. (2019). Road verges support pollinators in agricultural landscapes, but are diminished by heavy traffic and summer cutting. *Journal of Applied Ecology*, 56: 2316-2327. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13470>
- Purvis, E.E.N., Meehan, M.L. & Lindo, Z. (2020). Agricultural field margins provide food and nesting resources to bumblebees (*Bombus* spp., Hymenoptera: Apidae) in Southwestern Ontario, Canada. *Insect Conservation and Diversity*, 13: 219-228. <https://doi.org/10.1111/icad.12381>
- Pywell, R.F., Bullock, J.M., Hopkins, A., Walker, K.J., Sparks, T.H., Burke, M.J.W. & Peel, S. (2002). Restoration of species-rich grassland on arable land: assessing the limiting processes using a multi-site experiment. *Journal of Applied Ecology*, 39(2): 294-309.
<https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00718.x>

- R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Rasmussen, I.R. & Brødsgaard, B. (1991). Gene flow inferred from seed dispersal and pollinator behaviour compared to DNA analysis of restriction site variation in a patchy population of *Lotus cornicalatus* L. *Oecologia*, 89(2): 277-283. <https://www.jstor.org/stable/4219881>
- Rathcke, B.J. & Jules, E.S. (1993). Habitat fragmentation and plant-pollinator interactions. *Current Science*, 65(3): 273-277.
- Ricketts, T.H. (2001). The matrix matters: Effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist*, 158(1): 87-99. <https://doi.org/10.1086/320863>
- Rotchés-Ribalta, R., Winsa, M., Roberts, S.P.M. & Öckinger, E. (2018). Associations between plant and pollinator communities under grassland restoration respond mainly to landscape connectivity. *Journal of Applied Ecology*, 55(6): 2822–2833. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13232>
- Sánchez-Bayo, F. & Wyckhuys, K.A.G. (2019). Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation*, 232: 8-27. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>
- San-José, M., Werden, L.K., Joyce, F.H., Reid, J.L., Holl, K.D. & Zahawi, R.A. (2022). Effects of landscape structure on restoration success in tropical premontane forest. *Scientific Reports*, 12: 13452. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-16542-3>
- Saville, N.M., Dramstad, W.E., Fry, G.L.A. & Corbet, S.A. (1997). Bumblebee movement in a fragmented agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 61(2-3): 145-154. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(96\)01100-0](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(96)01100-0)
- Sawyer, S. C., Epps, C. W. & Brashares, J. S. (2011). Placing linkages among fragmented habitats: do least-cost models reflect how animals use landscapes? *Journal of applied ecology*, 48: 668–678. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.01970.x>
- Schaffers, A.P. (2002). Soil, biomass, and management of semi-natural vegetations – Part II. Factors controlling species diversity. *Plant Ecology*, 158: 247-268. <https://doi.org/10.1023/A:1015545821845>
- Schippers, P. & Joenje, W. (2002). Modelling the effect of fertilizer, mowing, disturbance and with on the biodiversity of plant communities of field boundaries. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 93(1-3): 351-365. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00339-5](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00339-5)
- Seibold, S., Gossner, M.M., Simons, N.K., Blüthgen, N., Müller, J., Ambarlı, D., Ammer, C., Bauhus, J., Fischer, M., Habel, J.C., Linsenmair, K.E., Nauss, T., Penone, C., Prati, D., Schall, P., Schulze, E-D., Vogt, J., Wöllauer, S. & Weisser, W.W. (2019). Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature* 574: 671–674. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1684-3>
- SSB (2019). “Nesten ikke til å kjenne igjen”. <https://www.ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri/artikler-og-publikasjoner/nesten-ikke-til-a-kjenne-igjen>

- Stange, E.E., Panzacchi, M. & van Moorter, B. (2019). Modelling green infrastructure for conservation and land planning – a pilot study. NINA Report 1625. *Norwegian Institute for Nature Research*. Tilgjengelig fra: <http://hdl.handle.net/11250/2598222>
- Steffan-Dewenter, I. (2003). Importance of habitat area and landscape context for species richness of bees and wasps in fragmented orchard meadows. *Conservation Biology* 17(4): 1036-1044. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.01575.x>
- Steffan-Dewenter, I., Klein, A.-M., Gaebele, V., Alfert, T. & Tschardtke, T. (2000). Bee diversity and plant-pollination interactions in fragmented landscapes. Kapittel 17 i boka “Plant-Pollinator Interactions – From specialization to generalization”, side 387-407.
- Steffan-Dewenter, I., Münzenberg, U., Bürger, C., Thies, C. & Tschardtke, T. (2002). Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology*, 83(5): 1421-1432. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[1421:SDEOLC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[1421:SDEOLC]2.0.CO;2)
- Svensson, B., Lagerlöf, J. & Svensson, B.G. (2000). Habitat preferences of nest-seeking bumble bees (Hymenoptera: Apidae) in an agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 77(3): 247-255. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00106-1](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00106-1)
- Sørensen, R. Lie, K., T. Nybakken, S, E. 1990. Trykt kart. M 1:50 000. Kvartærgeologisk kart. Drøbak 1814-2. NGU
- Tarmi, S. & Hyvönen, T. (2012). Plant species diversity and composition of plant communities in buffer zones with variable management regimes. *AgEcon search*, 1(2): 152-161. <http://dx.doi.org/10.22004/ag.econ.231368>
- Tarmi, S., Helenius, J. & Hyvönen, T. (2011). The potential of cutting regimes to control problem weeds and enhance species diversity in arable field margin buffer strip. *Weed research*, 51(6): 641-649. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2011.00888.x>
- Thiele, J., Kellner, S., Buchholz, S. & Schirmel, J. (2018). Connectivity or area: what drives plant species richness in habitat corridors? *Landscape Ecology*, 33: 173-181. <https://doi.org/10.1007/s10980-017-0606-8>
- Tobler, W.R. (1970). A Computer Movie Simulating Urban Growth in the Detroit Region. *Economic Geography*, 46: 234-240. <https://doi.org/10.2307/143141>
- Tonietto, R.K. & Larkin, D.J. (2017). Habitat restoration benefits wild bees: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 55(2): 582-590. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13012>
- Valtonen, A., Saarinen, K. & Jantunen, J. (2006). Effect of different mowing regimes on butterflies and diurnal moths on road verges. *Animal Biodiversity and Conservation*, 29(2): 133- 148. <https://doi.org/10.32800/abc.2006.29.0133>
- Van Geert, A., Van Rossum, F. & Triest, L. (2009). Do linear landscape elements in farmland act as biological corridors for pollen dispersal? *Journal of Ecology*, 98(1): 178-187. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01600.x>

- Velterop, O. (2000). Effects of fragmentation on pollen and gene flow in insect-pollinated plant populations. University of Groningen.
- von Holle, B., Yelenik, S. & Gornish, E.S. (2020). Restoration at the landscape scale as a means of mitigation and adaptation to climate change. *Current Landscape Ecology Reports*, 5: 85-97. <https://doi.org/10.1007/s40823-020-00056-7>
- Walker, K.J., Critchley, C.N.R., Sherwood, A.J., Large, R., Nuttall, P., Hulmes, S., Rose, R. & Mountford, J.O. (2007). The conservation of arable plants on cereal field margins: An assessment of new ari-environmental schemes options in England, UK. *Biological Conservation*, 136(2): 260-270. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.11.026>
- Walther-Hellwig, K. & Frankl, R. (2003). Foraging habitats and foraging distances of bumblebees, *Bombus* spp. (Hym., Apidae), in an agricultural landscape. *Journal of Applied Entomology* 124(7-8): 299-306. <https://doi.org/10.1046/j.1439-0418.2000.00484.x>
- Westphal, C., Steffan-Dewenter, I. & Tscharrntke, T. (2006). Foraging trip duration of bumblebees in relation to landscape-wide resource availability. *Ecological Entomology*, 31(4): 389-394. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.2006.00801.x>
- Williams, P., Colla, S. & Xie, Z. (2009). Bumblebee Vulnerability: Common Correlates of Winners and Losers across Three Continents. *Conservation Biology*, 23(4): 931-940. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01176.x>
- Wood, T.J., Gibbs, J., Graham, K.K. & Isaacs, R. (2019). Narrow pollen diets are associated with declining Midwestern bumble bee species. *Ecology*, 100(6): e02697. <https://doi.org/10.1002/ecy.2697>
- Woodcock, B.A., Vogiatzakis, I.N., Westbury, D.B., Lawson, C.S., Edwards, A.R., Brook, A.J., Harris, S.J., Lock, K.A., Maczey, N., Masters, G., Brown, V.K. & Mortimer, S.R. (2010). The role of management and landscape context in the restoration of grassland phytophagous beetles. *Journal of Applied Ecology*, 47(2): 366-376. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01776.x>
- Woodgate, J.L., Makinson, J.C., Lim, K.S., Reynolds, A.M. & Chittka, L. (2016). Life-Long Radar Tracking of Bumblebees. *PLoS ONE*, 11(8): e0160333. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0160333>
- WWF (2022). Living Planet Raport 2022 – Building a nature-positive society. Almonf, R.E.A., Grooten, M., Juffe Bignoli, D. & Petersen, T. (Eds). WWF, Gland, Switzerland.
- Xiao, Y., Li, X., Cao, Y. & Dong, M. (2016). The diverse effects of habitat fragmentation on plant-pollinator interactions. *Plant Ecology*, 217: 857-868. <https://doi.org/10.1007/s11258-016-0608-7>
- Öckinger, E. & Smith, H.G. (2008). Do corridors promote dispersal in grassland butterflies and other insects? *Landscape Ecology*, 23: 27-40. <https://doi.org/10.1007/s10980-007-9167-6>

- Åström, S., Åström, J., Bøhn, K., Gjershaug, J.O., Staverløkk, A., Dahle, S. & Ødegaard, F. (2023). Nasjonal overvåking av dagsommerfugler og humler i Norge. Oppsummering av aktiviteten i 2022. NINA Rapport 2214. *Norsk institutt for naturforskning*.
- Aavik, T., Holderegger, R., Edwards, P.J. & Billeter, R. (2013). Patterns of contemporary gene flow suggest low functional connectivity of grasslands in a fragmented agricultural landscape. *Journal of Applied Ecology*, 50(2): 395-403. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12053>

Karttjenester:

- ESRI (2021). ArcGIS ArcMap 10.8.2.
- Kartverket (2021). Digital terrengmodell i format «GeoTIFF». Hentet 01.23 fra: <https://hoydedata.no/LaserInnsyn2/>
- Kartverket (2023). Topografisk norgeskart gråtone. Hentet fra <https://kartkatalog.geonorge.no/metadata/topografisk-norgeskart-graatone/e84c9a6d-2297-4323-9078-36ac4b8e35e4>
- NIBIO Kilden (u.å.). I “Arealinformasjon” under: “Markslag (AR5)”: “Treslag (AR5)”, “Arealtype (AR5)”, samt “Dominerende tekstur i overflatesjikt” i “Jordsmonn” (2022). Hentet: februar-mars, 2023, fra: <https://kilden.nibio.no/>
- Geodata AS (2023). Norge i bilder. <https://norgeibilder.no/>
- Statens vegvesen (2022). ÅDT for 2022. Hentet fra: [https://vegkart.atlas.vegvesen.no/#kartlag:geodata/@600000,7225000,3/hva:!\(id~540\)~](https://vegkart.atlas.vegvesen.no/#kartlag:geodata/@600000,7225000,3/hva:!(id~540)~)

Vedlegg 1 | Bilder og beskrivelse av enger

ID	Bilde
A1	

A2



A3



A4



A5



B1



B2



B3



B4



B5



B6



B7



ID	Beskrivelse
A1	Noe forstyrrelse, men med sammenhengende vegetasjonsdekke. Spor etter gnagere i gresset. Lupiner, burot. Noen områder med eksponert jord. En del siv, dunkjemper. Kløverblomster. Rødhyll. Selje x3. Kjørespor.
A2	Hovedsakelig tilvekst av bjørk, gråor. Bringebær, eik, smyle, blåbær, ssp. Bregne. Beite? Varierer flekkvis mellom dominans av graminider og blåbær.
A3	Modellflybane med gressplen. Noe arealer rundt som ikke klippes. Dominert av kanada gullris. Gode solforhold, og ingen påvirkning av gjødsel. Burot, roser, busker med røde skudd, rart tre, mye rødhyll, spesielt i sørlig del. Gammele trestokker i haug. Svært god plassering mtp. Jorder og solforhold, men mye fremmedarter.
A4	Hovedeng lengst nord, men to mindre patcher sør for hovedpatchen med varierte forhold. Burot, variert jorddekke med fjell i dagen. Kan være noe påvirket av jordet. Noe sandig jord, ingen synlig gnagerhull, blir klippet. Bilde av plante. Ryllik, frytle, markjordbær. Steinete, mosedomiert og en del gras. Osp, jordbær og steinete på sørlig til høyre.
A5	Se gamle bilder. Ganske liten, og sannsynlig påvirket av jordene rundt.
B1	Dårlig plassering mtp. Solforhold. Burot, kanadagullris, selje x2. Mye støv fra grusveier. Mjødurt. Bringebær i øvre del. Høymole, mais og solsikker. Mulig felt osp, kommer til å komme mye skudd. Ryllik, groblad, en type tistel.
B2	Område del av en ravine? Nedenfor et jorde. Næringsstoffer? Mye bringebær. En del tistel av samme sort som andre steder. Mjødurt, timotei. Det vanligste strået (se tegning). Tett gras, smyle, et par tuer. Litt brennesle, rødhyll.
B3	Består av løsmasser av varierende størrelse. Ganske humpete overflate. Et mindre område ligger nedenfor, som ser ut til å være mer ordentlig jord. Nærhet til vei trekker ned, men store forekomster av selje like ved patchen gjør området attraktivt. Spor etter gnagere.
B4	Mye kratt og bregner. Barskog inntil. Frytle, blåbær. Mye greiner liggende fra tidligere klipping. Tyttebær på knaus. Kratt av treslag med nyper. Middels til dårlige solforhold? Vanskelig å få en full registrering grunnet snø. Området strekker seg langs store deler av skogholt.
B5	Mye mjødurt? Burot. Bringebær som dominerer stedvis. Tydelig tuedannelse. Gnagerganger i gresset. Kanadagullris. Ligger i nedkant av et jorde. Bringebær viser hvor det er påvirkning? Sørlig del av området ser ut til å ha dårlige solforhold grunnet skygge fra skog. Snelle med ledd lenger opp (se tegning). Maurtuer? Rødhyll.
B6	Ganske gjengrodd med kratt. Rødhyll til stede tett på plantet granskog. Flere steder med fjell i dagen. Mye siv. Ingen påvirkning fra gjødsling. Søppel? Noe reduserte solforhold.
B7	Burot, jordbær. Mest mose mellom bjørketrær. Sandholdig jord. En høymol, lupiner, spor av gnagere. Roser. Gode solforhold, og ikke påvirket av gjødsel.



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway