

# Utsiktet spredning av fremmede arter ved massehåndtering i Bergen



Masteroppgave i miljø- og landskapsgeografi

Veronica Ellefsen



Universitetet i Bergen 2019

Forsidebilde: Fremmede arter funnet på fyllinger i Bergen.



## FORORD

Ved innlevering av masteroppgave i miljø- og landskapsgeografi, går to spennende år mot slutten. Det har vært en lærerik prosess, med fler oppturer enn nedturer.

Det er flere personer som fortjener en stor takk, for god hjelp underveis og oppmuntrende ord. Først og fremst vil jeg takke veileder Anders Lundberg for forslag til spennende tema, god faglig veiledning i felt og tilbakemeldinger. På ditt kontor er man alltid velkommen.

Jeg vil også takke alle informantene som har stilt opp, og bidratt med nyttig informasjon og stort engasjement.

Tusen takk til Siv som har stått for korrekturlesing og gitt gode tilbakemeldinger. Vil også takke min samboer Sindre for oppmuntrende ord og som hjulpet meg med å holde motivasjonen oppe fram til innlevering. Også takk til turkompis Lumi som trengte luftturer, som jeg også trengte minst like mye for å klare hodet. Ellers vil jeg takke alle medstudenter, venner og familie som har vært gode støttespillere hele veien.

Bergen, mai 2019

Veronica Ellefsen

## SAMMENDRAG

Spredning av fremmede arter er et økende problem i dagens globaliserte samfunn. En relativt ny problemstilling er fokuset på utilsiktet spredning av fremmede arter ved massehåndtering. Bergen kommune ønsker å bekjempe og hindre ytterligere spredning av et utvalg fremmedarter som er antatt å utgjøre en økologisk risiko for stedegen natur. Målet ved denne oppgaven er å undersøke om godkjente og ulovlige fyllinger bidrar til spredning av fremmede arter og se nærmere på hvilke faktorer som hindrer eller fører til ytterligere spredning via fyllingene i Bergen. Det skal også undersøkes hvilke utfordringer forvaltning av massehåndtering står ovenfor når det gjelder å hindre spredning av høyrisiko fremmede arter.

Studien bygger på ledende teorier om biologisk invasjon. Sentrale tema i denne sammenheng er introduksjonspress, habitatets mottakelighet og forstyrrelse og hvordan disse faktorene påvirkes av menneskelig aktivitet. Studiet er gjennomført som feltarbeid hvor 10 godkjente og 10 villfyllinger ble undersøkt med tanke på kartlegging av fremmedarter og naturtyper. Det har vært et spesifikt fokus på fremmedartene som vurderes som særlig problematisk i Bergen kommune; parkslirekne, fagerfredløs, gyvel, hagelupin og spirea. Feltarbeidet er supplert med bruk av dokumentanalyse og flyfoto som informasjonskilder. I tillegg ble det gjennomført intervju med ansatte innen fagområdet.

Studien viser at de tre viktigste faktorene for etablering av fremmedarter er introduksjonspress, et habitats fysiske egenskaper og egenskaper ved fremmedartene. Gjennom feltarbeidet dokumenteres at fremmedarter hovedsakelig er knyttet til menneskelig aktivitet, og at de i stor grad spres via massehåndtering innenfor Bergen kommune. Videre spredning i andre naturtyper skjer i liten grad, og da primært i forbindelse med en forstyrrelse som veier eller stier. Fremmedartene viste aldri tegn til etablering i kjerneområdet av registrerte naturtyper. Disse funnene kan være nyttig i forvaltningssammenheng, ettersom det viser at de fleste fremmedarter ikke blir dominerende med ukontrollerbar spredning og etablering.

Studien støtter dermed opp om tidligere forskning som viser at den største trusselen mot stedegent biologisk mangfold, er arealendringer som opprettholder og skaper habitater som fremmedartene trives i. Det konkluderes med at kunnskap og integrering av hensynet til fremmedarter i alt planarbeid som omhandler arealendringer, fra start til slutt og med oppfølging i etterkant, er nødvendig for å hindre spredning av fremmede arter.

# Innholdsfortegnelse

<b>FORORD</b> .....	<b>III</b>
<b>SAMMENDRAG</b> .....	<b>IV</b>
<b>Figuroversikt:</b> .....	<b>VII</b>
<b>Tabelloversikt:</b> .....	<b>VIII</b>
<b>1. Innledning</b> .....	<b>1</b>
1.1 Problemstillinger .....	3
<b>2. Bakgrunn</b> .....	<b>3</b>
2.1 Områdebeskrivelse .....	4
2.2 Biologisk mangfold .....	5
2.3 Fremmedartslisten .....	6
2.4 Menneskelig forstyrrede habitater og fremmede arter .....	7
2.5 Strategiplan mot fremmede arter .....	8
<b>3. Artsbeskrivelse</b> .....	<b>10</b>
3.1 Parkslirekne - <i>Reynoutria japonica</i> .....	10
3.1.1. Risikovurdering etter artsdatabanken .....	11
3.1.2. Parkslirekne i sitt naturlige habitat .....	11
3.2 Gyvel - <i>Cytisus scoparius</i> .....	12
3.2.1. Risikovurdering etter Artsdatabanken .....	12
3.3 Fagerfredløs - <i>Lysimachia punctata</i> .....	13
3.3.1. Risikovurdering etter artsdatabanken .....	14
3.4 Hagelupin - <i>Lupinus polyphyllus</i> .....	14
3.4.1. Risikovurdering etter artsdatabanken .....	15
3.5 Spirea - <i>Spiraea</i> .....	16
3.5.1. Risikovurdering etter Artsdatabanken .....	16
<b>4. Teoretisk rammeverk</b> .....	<b>17</b>
4.1. Arters fysiske egenskaper og risikovurdering: .....	17
4.1.1. Kategorisering av fremmede arter .....	17
4.1.2. Spredningsmetoder: .....	19
4.2 Fremmedarter i spredning .....	20
4.3 Fremmedarter som blir problemarter .....	21
4.4 Introduksjonspress .....	23
4.5 Habitatets mottagelighet .....	24
4.6 Forstyrrelse .....	25
4.7 Suksesjon .....	26
4.7.1 Gjengroing .....	28
4.8 Latensperiode .....	28
<b>5. Kilder og metoder</b> .....	<b>29</b>
5.1 Feltarbeid .....	29



5.2 Flyfoto .....	29
5.3 Vegetasjonkartlegging .....	30
5.4 Collector for ArcGIS og ArcMap: .....	31
5.5 Intervju .....	32
5.6 Dokumentanalyse .....	33
<b>6. Resultat .....</b>	<b>34</b>
6.1 Intervju .....	34
6.2 Fyllinger og demografi .....	36
6.3 Fana kirke .....	37
6.4 Grimseidvegen .....	38
6.5 Kalandsneset .....	40
6.6 Såtemyrane godkjent fylling .....	42
6.7 Såtemyrane villfylling .....	44
6.8 Espelandsvegen .....	47
6.9 Skagevegen .....	49
6.10 Hjortlandsveien .....	50
6.11 Sandeidet Fyllingsdalen .....	52
6.12 Eikåstunnelen .....	54
6.13 Risnesvegen .....	56
6.14 Brattlandsvegen .....	58
6.15 Kristianborgvatnet .....	59
6.16 Vilhelm Bjerknes Vei .....	61
6.17 Lyngbøvatnet .....	63
6.18 Hordnesskogen .....	65
6.19 Liavatnet Laksevåg .....	67
6.20 Gorvika .....	69
6.21 Hardangervegen .....	71
6.22 Bontveitvegen .....	72
6.23 Oppsummering av funn i felt .....	74
<b>7. Diskusjon .....</b>	<b>75</b>
7.1 I hvilke naturtyper etableres godkjente fyllinger og villfyllinger, og forekommer det videre spredning ut fra fyllingene? .....	75
7.1.1 Menneskelig aktivitet og befolkningstett .....	76
7.1.2 Fyllingene som videre spredningsvektor .....	77
7.2 Hvordan kan fremmedarter påvirke det stedegne biologiske mangfoldet? .....	78
7.2.1 Stedegne arter og fremmede arters egenskaper .....	80
7.3 Hvilke faktorer skiller mellom vellykket og mislykket etablering for fremmedartene? .....	81
7.3.1 Hvorfor forekommer ikke spredning inn i andre naturtyper? .....	84
7.4 Utfordringer knyttet til massehåndtering og fremmede arter .....	87
7.4.1? Hva skal til for å overholde aktsomhetsplikten? .....	88
7.4.2 Fremmedarter i Bergen – mer enn bare parkslirekne? .....	91

<b>8.Konklusjon .....</b>	<b>94</b>
<b>Litteraturliste .....</b>	<b>96</b>
<b>Nettbasert litteratur.....</b>	<b>100</b>

## Figuroversikt:

Figur 1: Oversiktskart over undersøkte fyllinger.....	4
Figur 2: Parkslirekne ved Kristianborgvatnet.....	10
Figur 3: Gyvel funnet i felt .....	12
Figur 4: Fagerfredløs ved Liavatnet Laksevåg .....	13
Figur 5: Hagelupin funnet i felt .....	15
Figur 6: Spirea funnet i felt.....	16
Figur 7: Effekt av " <i>propagule pressure</i> ", abiotiske og biotiske faktorer ved etablering av fremmedarter. Kilde: Catford et al. (2009).....	21
Figur 8: Sammenheng mellom husstander og antall fremmedarter registrert på fyllingene .....	36
Figur 9: Fana kirke felt .....	38
Figur 10: Spirea, gyvel og honningknoppurt funnet i felt .....	39
Figur 11: Grimseid felt .....	40
Figur 12: Kalandsneset felt .....	42
Figur 13: Gyvel funnet i store mengder på Såtemyrane godkjent fylling .....	44
Figur 14: Såtemyrane villfylling, med funn av spirea og parkslirekne .....	45
Figur 15: Såtemyrane godkjent fylling og villfylling .....	46
Figur 16: Bilder fra fyllingen ved Espelandsvegen .....	47
Figur 17: Espelandsvegen felt .....	48
Figur 18: Lyssiv dominerte på fyllingen og parkslirekne funnet i utkanten av fyllingen. ....	49
Figur 19: Skagevegen felt .....	50
Figur 20: Hjordlandsveien felt.....	52
Figur 21: Hageutkast ved Sandeidet felt.....	53
Figur 22: Sandeidet felt .....	54
Figur 23: Funn av dagfiol og parkslirekne ved Eikås.....	55
Figur 24: Eikås felt .....	56
Figur 25: Risnesvegen felt .....	57
Figur 26: Mongolspringfrø funnet i felt.....	58
Figur 27: Brattlandsvegen felt .....	59
Figur 28: Funn av rødhyll, parkslirekne og fagerfredløs i felt .....	60
Figur 29: Kristianborgvannet felt .....	61
Figur 30: Funn av parkslirekne ved etablert bybanespor.....	62
Figur 31: Vilhelm Bjerknes vei felt .....	63
Figur 32: Parkslirekne og spirea funnet i felt .....	64
Figur 33: Lyngbøvatnet felt .....	65
Figur 34: Hordnesskogen felt .....	67
Figur 35: Fagerfredløs og parkslirekne funnet i felt .....	68
Figur 36: Liavatnet Laksevåg felt .....	69
Figur 37: Gorvika felt .....	70
Figur 38: Hardangervegen felt.....	72
Figur 39: Bontveitvegen felt.....	73
Figur 40: Fordeling av fremmedarter registrert i felt, med fordeling etter kategori.....	75
Figur 41: Fordeling av naturtyper rundt fyllingene .....	76
Figur 42: Hageavfall Sandeidet .....	77
Figur 43: Fordeling mellom fremmedarter og stedegne arter i felt .....	79
Figur 44: Spredning av parkslirekne ved Såtemyrane felt. Kilde: Norgebilder.no .....	83

Figur 45: Fremmedarter i utkanten av naturtyper eller langs forstyrrede områder. Her parkslirekne og fagerfredløs .....	85
Figur 46: Suksesjon ved Grimseid etter omtrent ti år. Kilde: Norgebilder.no .....	86
Figur 47: Hordnesskogen deponi .....	90

## Tabelloversikt:

Tabell 1: Spredningsmetoder for arter funnet i felt. Kilde: Artsdatabanken.no .....	19
Tabell 2: Størrelser på godkjente og ulovlige fyllinger .....	74



## 1. Innledning

Det biologiske mangfoldet vi har i Norge, er et resultat av prosesser som har pågått over lange perioder. Naturlig eksisterer det biogeografiske barrierer som hindrer spredning av arter, og opprettholder et variert biologisk mangfold. Barrierer skiller ulike habitater fra hverandre og kan være hav, fjellkjeder og klimasoner som hindrer arter å spres til nye områder, mens korridorer gir arter mulighet for spredning, og knytter ulike habitater sammen (Cox og Moore, 2010). Menneskelig aktivitet har gjort at disse barrierene blir brutt og nye korridorer etableres, og arter forflyttes på tvers av biogeografiske barrierer. Mennesker har innført arter tilsiktet og utilsiktet, som har resultert i etablering og videre spredning av fremmede arter i norsk natur. Arter som ikke er stedeegne for området kalles fremmede arter, og spredning av fremmede arter som følge av menneskelig aktivitet er et globalt problem som kan få store økologiske konsekvenser (Sandvik et al., 2017). De introduserte artene blir spredt via rømming, forvilling eller som blindpassasjer. Den største kilden til fremmedarter i Norge er ulike typer hage- og grøntanleggsvirksomheter (Gederaas et al., 2012). På global basis anslår man grovt regnet at 10 % av introduserte fremmede arter vil klare å etablere seg i sitt nye habitat, og at om lag 10 % av disse igjen vil bli problemarter. Av de innførte artene er det ikke alle artene som blir et problem, dette kan variere i geografisk utbredelse, og innenfor hver art. På den ene siden har man fremmedarter i Norge som ikke utgjør noen trussel. Fjærknapp er for eksempel en harmløs fremmed art som er etablert i Lærdal, men som ikke har etablert og spredt videre på 130 år (Fremstad, 2007). Mens på den andre siden har en fremmede arter som kan medføre skade og utkonkurrere stedeegne arter og naturtyper. Disse utgjør en økologisk risiko mot norsk natur. En art som truer sårbar natur er for eksempel rynkerose. Arten kan danne tette bestander i naturtyper knyttet til havstrandvegetasjon og endre strukturen i jordsmonnet (Fremstad, 2012a). I tillegg til den økologiske risikoen kan fremmedarter medføre store økonomiske konsekvenser (Sandvik et al., 2017). Pærebrann er et eksempel på en sykdom som spres med bulkemispel, og kan smitte over på frukttrær. Trærne som blir smittet vil visne og dø, samt skape store økonomiske tap (Grundt, 2012; Knudsen, 2012). Et av de beste tiltakene mot fremmedarter er bekjempelse i en tidlig fase, før arten klarer å få fotfeste. Dette vil hjelpe både det biologiske mangfoldet, samt spare samfunnet for økonomiske utlegg (Olsen et al., 2017).

I Bergens strategiplan for fremmedarter er det registrert 62 arter med høy og svært høy økologisk risiko mot det biologiske mangfoldet. Artene har ulik geografisk variasjon og effekt på stedege natur, slik at ikke alle fremmedarter nødvendigvis vil utgjøre et problem lokalt i

Bergen. Bergen kommune har utviklet en strategiplan mot fremmedarter, og målet er å hindre etablering og videre spredning av fremmedartene ved å øke kunnskap og riktig håndtering (Bergen kommune, 2014). I nyere tid har det blitt større fokus på spredning av fremmede arter via massehåndtering, og et ønske fra kommunen er å forbedre denne kunnskapen. Mye litteratur viser til at spredning av fremmedarter via jordmasser er en stor spredningskilde for en rekke arter (Gederaas et al., 2012; Bergen kommune, 2014; Heimstad et al., 2015). I Bergen forekommer det store og små utbyggingsprosjekter som skaper overskuddsmasser med jord og stein. Flytting av masser medfører en rekke utfordringer og hensyn som skal tas ved deponering. Ved dårlig håndtering og planlegging kan massene måtte fraktes over lange distanser eller deponeres på måter som kan få uheldige konsekvenser for naturmangfoldet (Torsteinsen et al., 2018).

Lite kunnskap om fremmedarter, sammen med flytting av jordmasser er en av hovedårsakene til spredning. Jordmassene kan inneholde plantedeler, røtter og frø som kan spres videre når jordmassene blir deponert et nytt sted. Veilederen som er utarbeidet av Region Nordhordland som omhandler riktig håndtering av jordmasser viser til at det generelt sett er vanskelig å få lokale entreprenører og kommuner til å ta fremmedarter og massehåndtering på alvor (Region Nordhordland, 2016). I en rapport skrevet av Multiconsult er entreprenørenes kunnskap rundt håndtering av fremmede arter kartlagt. Konklusjonen i rapporten var at entreprenørenes kunnskap om fremmedarter og massehåndtering var liten, og at det samme gjaldt kunnskap rundt lovverket som omhandler naturmangfoldloven og forskrift om fremmede organismer. Over halvparten av respondentene svarte at deres virksomhet har behov for opplæring innen temaene, og at det er behov for klare retningslinjer/regelverk fra myndighetene (Heimstad et al., 2015).

I Bergen er det for små og for få mottak av masser, slik at ulovlig dumping forekommer i stor grad (Andersen et al., 2015). Ulovlig dumping av jordmasser har fått betegnelsen villfyllinger, og er et kjent problem i Bergen. Bergen kommune kjenner til problemet, og ved samarbeid mellom BIR og Bergen kommune har Nieznalski (2017) så langt kartlagt 73 villfyllinger i Bergensområdet. Villfyllingene er ikke søkt om hos kommunen, og det finnes ingen oversikt over hvor jordmassene som deponeres kommer fra. I rapporten til BIR spesifiseres det at villfyllingene ofte inneholder masser fra sentrumsområder som må regnes som forurenset, og skal deponeres utelukkende på godkjent mottak. I følge rapporten til BIR er det kun en del av disse massene som leveres til godkjente mottak, mens resten havner som ulovlige fyllinger

(Nieznalski, 2014). Gitt at villfyllingene er et resultat av forurenset byjord, kan massene inneholde fremmedarter. Dette er basert på blant annet rapporten til Olsen et al. (2017) som viser at det forekommer en korrelasjon mellom tettsteder, mennesker og funn av fremmede arter. Derfor vil det i denne sammenhengen være interessant å undersøke forekomsten av fremmede arter både på godkjente fyllinger og villfyllinger.

## 1.1 Problemstillinger

Målet ved denne oppgaven er å utforske om det forekommer spredning av fremmedarter ved massehåndtering i Bergen, og hvor utbredt dette er. Det skal undersøkes hvilke arter som spres via massehåndtering i Bergen, utbredelsen og hvilke egenskaper disse artene har. Det skal også undersøkes om fyllingene fungerer som en spredningsvektor videre inn i annen natur, samt hvilke faktorer som er til stede på fyllingene og i ulike naturtyper. Hva er det som hindrer eller fører til ytterligere spredning ut fra fyllingene? En annen problemstilling som skal undersøkes er skillet mellom godkjente og ulovlige fyllinger. Dette skal gjøres for å undersøke om det eksisterer en forskjell mellom disse, og for å se på hvor stort fokus fremmedarter har innen forvaltningen. På bakgrunn av dette har jeg definert følgende problemstillinger.

- I hvilke naturtyper etableres godkjente fyllinger og villfyllinger, og forekommer det videre spredning av fremmedarter ut fra fyllingene?
- Hvordan kan fremmedartene påvirke det stedegne biologiske mangfoldet?
- Hvilke faktorer skiller mellom vellykket og mislykket etablering for fremmedartene?
- Hvilke utfordringer møter fagpersoner og kommunal forvaltningen ved håndtering av masser og spredning av fremmede arter?

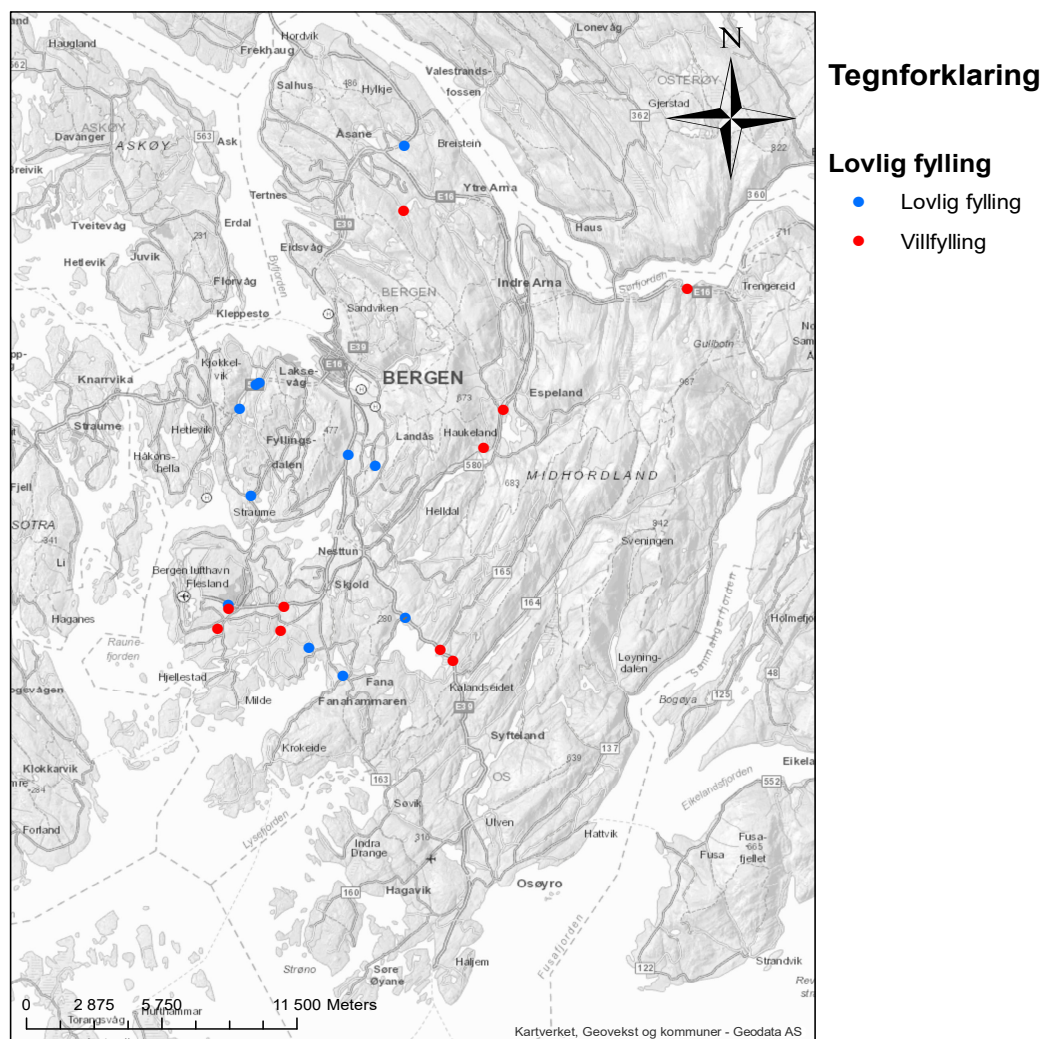
## 2. Bakgrunn

I dette kapittelet skal det gjøres rede for studieområdet, med fokus på klima, topografi og vegetasjon. Det skal også gjøres rede for bakgrunnsinformasjon som er viktig for å besvare oppgavens problemstillinger.



## 2.1 Områdebeskrivelse

Studieområdet omfatter Bergen kommune, med feltområder fordelt i bydelene innen kommunen (se figur 1). Bergen har et oseaanisk klima med milde vintre og kjølige somre, høy luftfuktighet og mye nedbør. Været i Bergen er påvirket av vestavindsbeltet. Her kommer varm og fuktig luft fra sør og møter kald luft fra nord. Luftmassene danner lavtrykk over Island, og kommer deretter inn over Vestlandet, og hvor luftmassene er påvirket av vind, temperatur og vanninnhold. Den vanligste nedbørsformen er når kalde og varme luftmasser presses mot hverandre, slik at den varme luften presses over den kalde. Luften blir dermed avkjølt og faller som nedbør (Helland-Hansen og Bergen museum, 2004). Gjennomsnittstemperaturen for Bergen gjennom året ligger på 7,7 °C. Den kaldeste måneden er februar med en gjennomsnittstemperatur på 1,5°C, og den varmeste er juli med 14,4°C. Det er få steder utenom tropiske strøk som har så lav forskjell mellom kaldeste og varmeste måned (Moen, 1998).



Figur 1: Oversiktskart over undersøkte fyllinger

Klimaet og topografien på Vestlandet er med på å forme vegetasjonen. Bergen ligger innenfor det Moen (1998) kategoriserer som den boreonemorale sone. Denne vegetasjonssonen er preget av varmekjær løvskog i sørvendte områder med godt jordsmonn, barskog og myrområder. Helt ytterst i den boreonemorale sone er vegetasjonen dominert av åpen kystlynghei, som er skapt gjennom menneskelig aktivitet (Moen, 1998). Vegetasjonen rundt Bergen er generelt preget av menneskelig aktivitet, hvor mye av den naturlige vegetasjonen er borte. For ca. 100 år siden eksisterte det lite skogsvegetasjon, og landskapet var mye mer åpent som følge av beite. Ved nedtrapping av jordbruket endret landskapet seg i stor grad. Der hvor det fortsatt er jordbruk, er det tatt i bruk kunstgjødsel som endrer intensiviteten og sammensetningen av arter. Andre steder forekom gjengroing raskt, hvor løv- og barskog til slutt etablerer seg (Fotland, 1992; Helland-Hansen og Bergen museum, 2004).

## 2.2 Biologisk mangfold

Det biologiske mangfoldet er mangfoldet av alt liv på jorden, og innbefatter levende organismer, økosystemene artene lever i og det genetiske mangfoldet innenfor hver art (Miller og Spoolman, 2012). Et variert biologisk mangfold betraktes som et tegn på at økosystemet er produktivt og bærekraftig (Miller og Spoolman, 2012). Det biologiske mangfoldet er i dag under sterkt press fra fem overordnede påvirkningsfaktorer; arealendringer, forurensning, klimaendringer, fremmede arter og høsting (Kålås et al., 2010).

I Norge er det utarbeidet en nasjonal rødliste, som er en oversikt over det biologiske mangfoldet av arter. Oversikten tar for seg alle stedeagne arter, og kategoriseres etter hvor stor risiko det er for at arten dør ut. Det biologiske mangfoldet er truet av en rekke årsaker, hvorav menneskeskapte endringer utgjør den største trusselen. Omdisponering av arealer i forbindelse med fysiske inngrep som boligutbygging, veier, masseuttak og utfyllinger kan endre et areal så mye at det ikke lenger er beboelig for de stedeagne artene innenfor naturtypen. Gjengroing som følge av opphør av beite og slått på kulturmark er en annen viktig årsak til at arter forsvinner. Totalt står arealendringer for 90 % av tapet av biologisk mangfold. I den nasjonale rødlisten for arter anses ikke fremmedarter å utgjøre en stor effekt ved påvirkning av stedegent biologisk mangfold, og står for 2 % tap. Ved påvirkning av fremmede arter er det blant annet konkurranse om plass eller påvirkning av habitatet fremmedartene fører til (Henriksen og Hilmo, 2015). Risikovurderingen kan ha samlede effekter, hvor det er flere påvirkningsfaktorer. En aktuell risiko er etablering av fremmedarter i menneskeskapte arealer, som kan gi en samlet effekt på

stedegen natur. Likevel presiseres det at samlede effekter er vanskelig å identifisere, og dette er det for liten kunnskap om (Kålås et al., 2010).

### 2.3 Fremmedartslisten

Det er viktig å skille mellom fremmede arter, og fremmedarter som utgjør en trussel mot det biologiske mangfoldet. Fremmedarter er arter som ved passiv eller aktiv hjelp av mennesker har kommet seg inn i Norge. Dette er artsdatabanken sin definisjon på hva en fremmed art er, og den bygger videre på IUCN sin definisjon.

*Fremmede arter er arter, underarter eller lavere taksa som har fått menneskets hjelp til å spre seg utenfor sitt naturlige utbredelsesområde og sprednings potensial (Gederaas et al., 2012s. 7).*

I 2007 ble Norsk svarteliste utgitt for første gang, som et resultat av en økologisk risikovurdering av fremmede arter i Norge, utgitt av Artsdatabanken. I den nye vurderingen fra 2018 er begrepet «svartelistet art» vekke, ettersom det ofte ble forbundet med noe negativt. Målet til Artsdatabanken er å være en nøytral kunnskapsleverandør, og ikke avgjøre hvorvidt en art er ønsket eller ikke i Norge. Det skal kun skilles på om en art er fremmed eller ikke, og hvilken økologisk risiko arten medfører for stedegent biologisk mangfold. Nytt i fremmedartsvurderingen fra 2018 er at regionalt fremmede arter også er vurdert. Dette er arter som hører hjemme i deler av Norge, men som er blitt flyttet til andre deler i landet via mennesker. Totalt er det vurdert 11 regionalt fremmede arter. Ingen av disse er karplanter, hvilket betyr de ikke vil være relevant i denne sammenheng hvor det er spredning av karplanter som skal undersøkes (Artsdatabanken, 2018g).

Det er satt en grense tilbake i tid for hvilke arter som skal regnes som fremmede i Norge, og denne grensen er satt til år 1800. Det betyr at alle arter som ble innført ved menneskelig hjelp etter dette tidspunktet er regnet som fremmed i Norge. Bakgrunnen for denne tidsbegrensningen er basert på at før år 1800 var det liten kunnskap og dokumentasjon på om artene er naturlig eller innført. Det er noen arter som likevel er regnet som fremmede, basert på at arten ikke har hatt reproduserende bestander før år 1800. I norsk natur er det vurdert 1473 fremmede arter for fastlands-Norge. Av artene som er vurdert er 960 av disse karplanter. 73 arter utgjør svært høy risiko (SE), 54 arter utgjør høy risiko (HI), 45 arter potensielt høy risiko (PH) og 402 arter til lav risiko (LO). Deretter gjenstår det 319 arter som utgjør ingen kjent risiko (NK) på naturmangfoldet i Norge. Artene som utgjør (NK) viser ingen tegn til spredning i norsk natur



og har ingen kjent økologisk effekt. Det er de to første kategoriene SE og HI, som danner grunnlaget for fremmedarter som utgjør en risiko (Artsdatabanken, 2018a).

## 2.4 Menneskelig forstyrrede habitater og fremmede arter

I en studie utført av Olsen et al. (2017) er det forsøkt å finne en fellesnevner for hvor fremmedarter først forekommer ved introduksjon. De viser til britiske og amerikanske studier, hvor det dokumenteres en korrelasjon mellom befolkningstetthet og funn av fremmede arter. I Norge er det blant annet gjennomført studier på parkslirekne og hagelupin, som gir samme korrelasjon mellom befolkningstetthet og funn av fremmede arter. Naturtypene hvor fremmedarter forekommer hyppigst, er påvirket av menneskelig aktivitet og er plassert i nærheten av områder hvor mennesker bosetter seg. Tett befolkede regioner og byområder har derfor størst sannsynlighet for funn av fremmedarter, mens i utkanten er sannsynligheten mindre. Etterfulgt av tett befolkede områder forekommer det i størst grad fremmede arter i kystlandskapet og kulturlandskapet. I andre enden av skalaen er fjellområder den naturtypen med færrest funn av fremmedarter (Olsen et al. 2017).

Masteroppgaven til Kvalnes (2015) viser til de samme funnene av fremmede arter i Bergen. Utgangspunktet hennes er allerede registrerte funn, med mål å undersøke hvilke habitat artene forekommer i. En del av forekomstene er eldre observasjoner, hvor det ikke ble registrert tydelig tegn til spredning. Kvalnes konkluderer med at fremmedartene i stor grad forekom i menneskelig forstyrrede habitater. Bacheloroppgaven til Erdal og Gundersen (2015) fra Rosendal, viser også til funn av fremmede arter innenfor menneskelig forstyrrede habitater. Begge disse oppgavene underbygger dermed tidligere studier som viser at det er en tydelig sammenheng mellom fremmedarter, og etablering i menneskelig forstyrrede habitater.

I min oppgave skal det undersøkes områder påvirket av menneskelig aktivitet, men ved deponering av jordmasser. Ifølge Artsdatabankens kan fyllingene defineres som sterkt endret fastmark med jorddekke. Dette er områder tilført nye løsmasser, slik at det er lagt til rette for rask suksesjon. Denne definisjonen er svært lik definisjonen av skrotemark i Fremstad (1997). Skrotemark er defineres som områder hvor vegetasjonen er svært forstyrret. Både Fremstad og Artsdatabanken kategoriserer dette som områder som ofte etableres i forbindelse med utbygging eller anleggsvirksomhet, veikanter og fyllinger. Vegetasjonen i slike områder består av arter som trives ved forstyrrelse, såkalt ugress, og ofte med innslag av fremmedarter. Forstyrret vegetasjon finnes i stor grad i nærheten av menneskelig aktivitet som tettbebygde

strøk og byer. Dette gir en fordel for arter som ikke stiller store krav til habitatet de etablerer seg i, også kalt generalister. Arter som er generalister er uavhengig av opprinnelsesland, og kan i andre sammenhenger bli sett på som ugress.

Områdene som skal undersøkes i min studie kan defineres etter definisjon skrotemark til Artsdatabanken og Fremstad. Det er likevel et skille mellom områdene som skal undersøkes, som ikke faller inn under definisjonen til Artsdatabanken eller Fremstad. Dette er skillet mellom godkjente og ulovlige fyllinger. De ulovlige fyllingene har fått navnet villfylling, og er i følge Nieznalski (2017) definert som områder hvor masser blir dumpet ulovlig og uten tilsyn. De godkjente fyllingene er i denne sammenheng utfylling av masser som skjer i tilknytning til utbygging av bybane, veier og boliger. Disse er etter regelverket utført lovlig, hvor det ligger en godkjenning fra kommunen i bakhånd. Det skal kun være benyttet rene masser ved de lovlige fyllingene.

## 2.5 Strategiplan mot fremmede arter

Fram til nyere tid har det vært lite fokus på fremmede arter i norsk natur. I følge Fremstad og Elven (1997b) ble problematikken rundt fremmede arter utbredt relativt sent i Norge. De uttrykte den gang i 1997 behovet for økt fokus og kartlegging av fremmedarter, basert på ekspansjon ut i norsk natur. I løpet av det siste tiåret er det blitt publisert en rekke handlingsplaner og rapporter som omhandler fremmedarter. Både nasjonalt, regionalt og lokalt. For Bergen finnes det en egen strategiplan, som tar utgangspunkt i fremmedarter som anses som nødvendig å iverksette tiltak mot. Strategiplanen er basert på føre-var-prinsippet, hvor hovedfokus er tiltak som hindrer at fremmede arter blir spredt i norsk natur.

Bergen kommune har utarbeidet egen strategiplan for fremmede skadelige arter innenfor kommunen. Det overordnede målet er å hindre eller redusere negative konsekvenser som fremmede arter kan påføre naturmangfoldet. Strategiplanen til Bergen kommune legger opp til at noen geografiske områder med fremmedarter skal prioriteres. Dette vil være i områder med verdifullt naturmangfold og hvor det er risiko for spredning inn i verdifullt kultur- eller naturlandskap, helsemessig trussel, som er i etableringsfasen eller at artene utgjør en fysisk barriere for mennesker.

Basert på det overordnede målet er det i tillegg er det satt et par delmål som vil styrke oppnåelse av hovedmålet. Delmålene innebærer å kartlegge utfordringene knyttet til fremmede arter, utvikle strategier, klargjøre ansvarsforholdene rundt forvaltningen og øke kunnskapsgrunnlaget. I strategiplanen nevnes blant annet hvor viktig informasjon og bevisstgjøring rundt riktig håndtering av infiserte jordmasser er for å hindre spredning. Bergen kommune har valgt ut ulike strategier for å møte målene ved bekjempelse av fremmede arter. Det første tiltaket kommunen anser som viktig, er kartlegging av fremmede arter i Bergen. Kommunen har valgt ut en rekke aktuelle arter, som vil være prioritert i arbeidet. Gjennom kartlegging og overvåking vil det opparbeides kunnskap om arters spredningsbiologi, sannsynlighet for etablering, økologisk skade og muligheter for bekjempelse og begrenning. De ulike artene er delt inn i tre kategorier etter hvilken utbredelse og risiko arten har innenfor kommunen. Det er arter som utgjør stor risiko og liten risiko det iverksettes tiltak mot. Artene i kategorien liten er med fordi at de har enda ikke fått fotfeste, og at de derfor vil kunne håndteres i rimelig grad. Deretter prioriteres informasjonstiltak hvor kommunale etater informerer om risikoen ved fremmedarter, og håndtering til entreprenører, og andre personer som er involvert. Det siste tiltaket er rutineutvikling hvor risiko og konsekvensutredning står i fokus. Det er lagt vekt på at hver berørt sektor bør gjennomføre en enkel vurdering av risiko ved sine aktiviteter, samt peke på tematikken i uttalelser ovenfor forslagsstillere og innarbeide temaet i alle relevante planer (Bergen kommune, 2014).

Som nevnt tidligere, har Multiconsult ved Heimstad et al. (2015) undersøkt problemstillingen med spredning av fremmede arter via massehåndtering ved anleggsarbeid. Rapporten viser til at det er en stor andel av entreprenører som ikke har vært involvert i anleggsarbeid hvor fremmedarter er i fokus. Det kom det også fram at en stor andel hadde behov for, og ønsket bedre informasjon og opplæring. Det er behov for et klart definerte regelverk og krav med hensiktsmessige og praktisk gjennomførbare retningslinjer og regelverk. Misfjord og Petersen-Angell (2018) utarbeidet gjennom SWECO en rapport om fremmede arter og massehåndtering i regi av Miljødirektoratet. Denne kom ut i 2018. Rapporten er ment å bidra til økt kunnskap om hvordan løsmasser med fremmede arter bør håndteres for å unngå spredning og påvirkning på biologisk mangfold. Den kommer med anbefalinger og retningslinjer for å kunne overholde lovverket, som for eksempel aktsomhetsplikten. Rapporten gir anbefalinger om riktig håndtering av masser før oppstart, underveis og etter anleggsarbeid. Samt rapporten skal gi artsspesifikke anbefalinger, ut fra hvilken risiko arten har. Den spesifiserer også at det eksisterer regionale forskjeller på risikoen fremmedarter kan medføre. Det er tydelig at fokuset på

spredning av fremmedarter via massehåndtering har fått et økt fokus de siste årene i forhold til tidligere slik Fremstad og Elven (1997b) nevner. Ved større fokus på fremmedarter i masser er en av de største utfordringene Multiconsult fikk av respondentene, økte kostnader ved håndtering av fremmedarter. Dette henger trolig sammen med tilgangen på godkjente deponier som kan ta imot masser med fremmedarter. Mangel på deponier hvor man kan levere rene masser, med innhold av fremmedarter eksisterer ikke, eller er i fåtall slik at kostnadene ved frakt blir store. Dette kan resultere i deponering av masser som kan få uheldige konsekvenser for det biologiske mangfoldet, og «føre-var-prinsippet» overholdes ikke. I neste kapittel skal det redegjøres for arter som har stor sannsynlighet for spredning ved massehåndtering, og hvilke egenskaper og risiko disse artene har.

### 3. Artsbeskrivelse

I dette kapitlet gjøres det rede for de fem fremmedartene som viste størst hyppighet etter kartlegging i felt. Det skal redegjøres for artens opprinnelse, spredningsmetode og risikovurdering fra Artsdatabanken.

#### 3.1 Parkslirekne - *Reynoutria japonica*

##### Utlagsgivende kriterier: 4A, 4D

Parkslirekne er en 1-2,5 meter flerårig urt fra Øst-Asia, og er oppført som en av verdens 100 verste invaderende fremmede arter. Ifølge artsdatabanken er parkslirekne regnet å ha kommet til Norge på 1860/70-tallet. Den første forvillede registreringen ble gjort i 1901. Arten er kommet til Norge som prydblante med hager og parker (Fremstad, 2012b). Arten har potensiale for frøspredning, men dette forekommer ikke i Norge på grunn av sen blomstring (august-oktober) i Norge. Spredningsmetoden er ved svært effektivt vegetativ spredning via stengelbiter, og horisontal spredning på 0,5



Figur 2: Parkslirekne ved Kristianborgvatnet

meter per år forekommer via det underjordiske nettverket av jordstengler (Fremstad, 2012b). Den har ikke effektiv egenspredning i Norge, og spredning foregår via mennesker, rennende

vann og havstrømmer (Elven et al., 2018c). Rotsystemet til parkslirekne kan vokse ned til 3 meters dyp, og 7 meter ut fra skuddene man ser over bakken. Det er svært små stengelbiter som kreves for opphav til en ny plante, og stengelbitene kan være så små som en fingernegl (Fløystad og Holm, 2018). Den kan dukke opp på nesten all slags mark, men er vanligst på ulike typer skrotemark. Ifølge artsdatabanken er 80 % av andelen forekomster parkslirekne i sterkt endret natur (Elven et al., 2018c). Til tross for at parkslirekne var i spredning, ble den i følge Fremstad og Elven (1997b) på den tiden regnet som en pestart i Norge, og som et begynnende problem. Arten var å finne i områder påvirket av menneskelig aktivitet, forstyrret mark som skrotemark, skogkanter, grøfter og veikanter. Parkslirekne ble beskrevet som lyskrevende, og var ikke observert i naturlig vegetasjon. Fremstad og Elven (1997b) mente at slirekneartene ikke fortrenger hjemlige arter. Det var heller ikke tegn til at slirekneartene truet norske habitattyper eller arter.

### 3.1.1. Risikovurdering etter artsdatabanken

Parkslirekne skårer høyt på delkategori ved antatt median levetid (A), og arten anses som trygg i landet. Ekspansjonshastigheten (B) er satt til moderat, og er sterkt knyttet til menneskelig aktivitet. Arten kan på få år danne omfattende bestander der hvor den etablerer seg, og kan fortrenge hjemlige arter. Ved påvirkning av truede arter eller nøkkelarter (D) er parkslirekne oppgitt å ha stor effekt. Stedegne arter i åpen flomfastmark og flomskogmark konkurrerer om plass ved etablering av parkslirekne innen disse naturtypene. Dette er ikke dokumentert, men er gitt en tidsramme på 50 år med usikkerhet. Når det gjelder effekter på stedegne arter (E) og naturtyper (F og G) er parkslirekne satt til å utgjøre liten effekt, altså delkategori 1. Igjen innenfor flomskogmark, åpen flomfastmark, semi-naturlig eng og skog er det en mulighet for at arter blir påvirket av parkslirekne, i form av konkurranse om plass og utskilling av stoffer som kan hemme vekst hos andre arter, også kalt allelopati. Effekten av dette er moderat, og per dags dato er dette ikke registrert. Parkslirekne blir introdusert til norsk natur med stor hyppighet via hager, grøntanlegg og ved rømming/forvilling. Den videre spredningen skjer ved massetransport og med maskiner og utstyr (Elven et al., 2018c).

### 3.1.2. Parkslirekne i sitt naturlige habitat

I sitt naturlige utbredelsesområde i Asia, forekommer parkslirekne i både naturlige og kulturpåvirkede habitater. En studie utført i Japan ved Fuji-fjellet ble parkslirekne undersøkt i sitt naturlige habitat og vekstforhold. Studien viste at parkslirekne ble funnet i menneskeskapt habitater, i åpne og solfylte områder. Arten ble ikke registrert i barskog og løvskog, basert på



for dårlige lysforhold. Den er regnet som en art som etablerer seg fort ved sekundær suksesjon, sammen med andre store urter som silkekinagress. Parkslirekne ble registrert i en rekke habitater i Japan, men var aldri dominerende. I områdene hvor parkslirekne ble funnet, konkurrerte den mot andre arter. Den ble også holdt i sjakk ved at områder hvor den vokste ble slått regelmessig (Shimoda og Yamasaki, 2016).

### 3.2 Gyvel - *Cytisus scoparius*

#### Utslagsgivende kriterier: 4A, 4D

Ved forrige risikovurdering fra 2012 ble ikke gyvel vurdert, ettersom den ble ansett som stedegen, basert på funn av hjemlige forekomster. Gyvel er en middels langlevd busk med rikelig blomstring og frøproduksjon. Planten begynner først å reproducere seg etter tre til fire år. Spredning av planten skjer via frø, og ikke vegetativ spredning. Frøene spres passivt, over korte til middels distanser. Andre mindre kjente spredningsmetoder er ved vind, og kanskje ved hjelp av fugler (Elven et al., 2018a). Frøene kan forbli spiredyktig i over 30 år, men selve planten har en generasjonstid på 15 år (Hagland, 2013). Første funn av gyvel



Figur 3: Gyvel funnet i felt

ble gjort i Kristiansand i 1875, og de neste 30 årene ekspanderte den sakte i Vest-Agder. Det er først i 1952 den blir registrert i Hordaland. Arten er innført som hagebusk, hvor forflytting av jordmasser er den mest effektive metoden for spredning. Arten har hatt en markant økning i antall registrerte funn etter 2002, hvor metoden for innsamling av data ble effektivisert (Elven et al., 2018a).

#### 3.2.1. Risikovurdering etter Artsdatabanken

Gyvelen er gitt delkategori 4 ved median levetid (A), hvilket betyr at den har en livskraftig bestand med et godt fotfeste i norsk natur. Utbredelsesområdet til gyvel omfatter alle kystfylker, opp til Nordland. Ekspansjonshastigheten (B) til gyvel er satt til delkategori 3, hvilket betyr den

har betydelig spredning i norsk natur. Arten øker raskt, og det er antatt at den vil tredoble forekomstarealet de neste 50 årene. Introduksjon til norsk natur skjer gjennom hager og grøntanlegg, mens den videre spredningen skjer ved forflytting av jordmasser og egenspredning. Ifølge artsdatabanken er 50 % av artens forekomst å finne i sterkt endret natur. Gyvel er gitt lite invasjonspotensiale ved kolonisering av naturtyper (C); under 5 % av de potensielle berørte naturtypene vil være berørt i løpet av 50 år. Innenfor kriteriet basert på økologisk effekt av truede arter/nøkkelarter (D) er gyvel tildelt kategorien 4, som utgjør stor risiko ved påvirkning og konkurranse om plass innenfor arter i sanddynemark. For øvrige stedeagne arter (E) er gyvel gitt liten risiko for påvirkning. Gyvel har også potensiale til å spre seg i den utvalgte naturtypen kystlynghei. Den er i følge Artsdatabanken (2018) likevel ikke oppført til å påvirke arter innenfor kystlynghei. Ved effekter av sjelden eller sårbare naturtyper (F) er gyvel tildelt kategori middels effekt, og ingen kjent effekt ved øvrige naturtyper (G). Disse kriteriene gjelder ikke for sterkt endret natur (Elven et al., 2018a). Gyvel har nitrogenfikserende knoller ved røttene som gjør at den kan etablere seg på næringsfattig jord. Dette kan medføre en tydelig tilstandsending ved eutrofiering av jordsmonnet. Konsekvensene av eutrofiering kan være endret artsgruppesammensetning ved å utkonkurrere arter. Eutrofieringen vil også kunne gi fordeler til andre nitrogenkrevende arter (Elven et al., 2018a).

### 3.3 Fagerfredløs - *Lysimachia punctata*

#### Utslagsgivende kriterier: 4AB, 3D

Fagerfredløs er en flerårig urt, som kan bli opptil 1 meter høy. Arten kommer opprinnelig fra Mellom- og Sør-Europa og Vest-Asia. Fagerfredløs er en populær, gammel og hardfør hageplante. Spredning skjer via frø og vegetativ vekst med jordstengler. Frøproduksjonen er passiv og spres over kortere distanser, slik at største delen av spredning skjer ved hageutkast og forflytting av masser. Arten ekspanderer langsomt, men jevnt og trutt inn i kratt og skog, og fortrenger andre planter der den etablerer seg (Blaalid et al., 2017). Første observasjon av arten var i Bergen, i 1865. Deretter har arten



Figur 4: Fagerfredløs ved Liavatnet Laksevåg

hatt en jevn ekspansjon fram til 1950-tallet. Arten har nådd sitt potensielle utbredelsesområde, og er nå å finne helt nord til Finnmark.

### 3.3.1. Risikovurdering etter artsdatabanken

Ved median levetid (A) er fagerfredløs satt til delkategori 4, hvilket betyr at arten er godt etablert i Norge med liten sannsynlighet for å dø ut. Ekspansjonshastigheten (B) er satt til delkategori 4, som betyr at den har betydelig spredningspotensiale. Arten etablerer seg lett på skrotemark, hvor 50 % av de kjente forekomstene av fagerfredløs forekommer per dags dato. Den har potensiale til å etablere seg i forfalne enger, skogkanter og inn i middels næringsrik fastmarkskog og flomskogmark. Arten blir introdusert via hager, grøntanlegg og forvilling. Den videre spredningen forekommer ved egenspredning og forflytting av jordmasser. Dette forekommer i tallrike antall hvert år (Elven et al., 2018b). Fagerfredløs anses å ha middels negativ økologisk effekt ved truede arter/nøkkelarter (D), mens den for øvrige stedegne arter (E) har fått liten effekt. Det er truede arter innenfor naturtypene flomskogmark og semi-naturlig eng som kan potensielt konkurrerer om plass mot fagerfredløs. Ved kolonisering av naturtyper (C) er fagerfredløs gitt kategorien lite invasjonspotensiale, hvor under 5 % av forekomsten til én naturtype være kolonisert etter 50 år. Når det gjelder kolonisering og tilstandsending av truede naturtyper (F) og øvrige naturtyper (G) er fagerfredløs satt til usannsynlig at arten vil føre til en tilstandsending i naturtypen (Elven et al., 2018b).

## 3.4 Hagelupin - *Lupinus polyphyllus*

### Utslagsgivende kriterier: 4AB, 4DE

Hagelupin er en 1 meter høy flerårig staude fra Nord-Amerika. Arten er innført til Norge som prydblante. I en periode var hagelupin svært vanlig å plante langs veiskråninger for å stabilisere jordmasser, noe som har gitt arten stor utbredelse i Norge. Formering skjer ved frø, og frøene kan være spiredyktig i opptil 50 år (Futura, 2014). Spredning skjer også via stengelbiter, som har opprinnelse via hager og grøntanlegg. Den videre spredningen forekommer ved egenspredning, flytting av jordmasser og transport via kjøretøy. Hagelupin har nitrogenfikserende knoller ved røttene, noe som gjør at arten har små krav til voksesteder. Den har dermed potensiale til å etablere seg i en rekke naturtyper. Ved nitrogenfiksering vil næringsinnholdet i jorden øke, og gi en fordel for mer nitrogenkrevende og konkurransesterke



arter (Elven et al. 2018). Hagelupin foretrekker et oseanisk klima, noe som gjør at den kan trives godt på Vestlandet. Veksten kan variere fra år til år. I noen år kan man finne store bestander, mens andre år kan den ha sterkt redusert utbredelse (Fremstad og Elven, 2000). Hagelupin er i sitt naturlige utbredelsesområde i Nord-Amerika funnet langs enger, strandlinjer, veikanter og andre forstyrrede habitater. I tillegg anses arten som en problemart i andre regioner i Nord-Amerika, hvor den naturlig ikke forekommer. I Norge finner man arten i samme type habitater som i opprinnelseslandet (Fremstad, 2010).



Figur 5: Hagelupin funnet i felt

#### 3.4.1. Risikovurdering etter artsdatabanken

Ved median levetid (A) i Norge og ekspansjonshastighet (B) er arten gitt høyeste kategori, og regnes som trygg og etablert i norsk natur. Ved kolonisering av areal innenfor naturtyper (C) får hagelupin delkategori 3, hvilket betyr at hagelupin kan utgjøre en prosentandel innenfor en berørt naturtypen innen 50 år. Andel av artens nåværende forekomst befinner seg i sterkt endret natur, og utgjør 75 % av alle registrerte forekomster. Arten er gitt å kunne påvirke truede arter/nøkkelararter (D) eller stedegne arter (E) i stor grad. Det er innen åpen flomfastmark og semi-naturlig eng hagelupin kan konkurrere om plassen med andre arter. Hagelupin er gitt potensiale til å etablere seg i semi-naturlig eng, hvor den kan endre artssammensetningen ved eutrofiering. Ved påvirkning av truede/sjeldne naturtyper (F) og øvrige naturtyper (G) er den gitt liten effekt (Elven et al. 2018).

### 3.5 Spirea - *Spiraea*

#### Utslagsgivende kriterier: 4A, 3D

Ved kartlegging i felt ble forskjellige spirea-arter kartlagt. Ettersom hybridisering mellom spirea-arter er normalt, er det noe usikkert hvilken type spirea som ble kartlagt. Likevel er de fleste spireaartene som er vurdert, gitt vurdering på ganske likt grunnlag. Spirea er en 1-2 meter høy busk, som har fått kategorien svært høy risiko i norsk fremmedartlisten. Dette er basert på stort invasjonspotensiale og middels økologisk effekt. Arten kommer fra Sibir og Nordøst-Asia og ble innført som prydbusk på 1800-tallet. Det første forvillede eksemplaret ble registrert i 1922. Etter 1922 er det få



Figur 6: *Spirea* funnet i felt

registreringen av arten og det er først etter år 2000 de fleste registreringene av arten er gjort. Noen av artene formerer seg via frø, men har også klonal vekst. Den er innført som hageplante og hovedsakelig spredt ut i norsk natur ved hageutkast, og i mindre grad ved egen frøspredning. Spirea vokser raskt, og kan danne store kratt som fortrenger og utkonkurrer hjemlige arter, både vanlige og sårbare arter (Elven et al., 2018).

#### 3.5.1. Risikovurdering etter Artsdatabanken

Spirea er gitt delkategori 4 ved median levetid (A), som betyr at den er vel etablert i norsk natur. Ekspansjonshastigheten (B) er satt til delkategori 3 eller 4, avhengig av hvilken spireaart det dreier seg om. Samlet sett utgjør delkategorien ekspansjonshastighet at den har vellykket etablering ved introduksjon til nye områder. Ved kolonisering av areal innenfor naturtyper (C) er arten gikk liten effekt. Spirea er funnet i skrotemark, hvor 50 % av de kjente bestandene forekommer. Arten utgjør middels effekt på truede arter (D) eller nøkkelarter i norsk natur, og har liten effekt ved påvirkning på stedeagne arter (E). Det er truede arter innenfor flomskogmark og åpen flomfastmark som spirea potensielt kan true ved konkurranse om plass. Innenfor påvirkning av sårbare naturtyper (F) og på øvrige naturtyper (G) får arten delkategori liten, hvilket betyr at sannsynligheten for tilstandsendringer i naturtypene er lav (Elven et al., 2018).

## 4. Teoretisk rammeverk

I dette kapittelet skal det gjøres rede for relevant teori som vil ha betydning for problemstillingene. Her vil først Artsdatabankens risikovurdering presenteres, deretter teorier om egenskaper til fremmedartene og det teorier om mottakelige habitater.

### 4.1. Arters fysiske egenskaper og risikovurdering:

Kriteriene under er hentet fra bakgrunnsdokumentet for vurderingen fra fremmedartslisten, og gjengir alle kategoriene som fremmedartene vurderes etter. De tre første utgjør invasjonaksen, mens resten utgjør effektaksen (Sandvik et al., 2017).

- **A:** levedyktighet – beregner bestandens mediane levetid i år.
- **B:** ekspansjonshastighet – estimerer hvor raskt arten vil kunne spre seg, i meter per år.
- **C:** kolonisering av naturtype – viser hvor stor andel i prosent av en naturtype arten kan kolonisere.
- **D:** effekter på truede arter/nøkkelarter – sier noe om graden av negative interaksjoner med truede arter/nøkkelarter.
- **E:** effekter på øvrige stedegne arter – sier noe om graden av negative interaksjoner med stedegne arter.
- **F:** effekter på truede/sjeldne naturtyper – sier noe om hvor stor andel av naturtypen som endres på grunn av den fremmede arten.
- **G:** effekter på øvrige naturtyper – sier noe om hvor stor andel av naturtypen som endres på grunn av den fremmede arten.
- **H:** overføring av genetisk materiale – sier noe om sannsynlighet for at arten fører til genetisk forurensning av stedegne arter og truede arter/nøkkelarter.
- **I:** overføring av parasitter eller patogener – brukes for å anslå sannsynligheten for at en fremmedart kan overføre parasitter eller sykdomsfremkallende organismer til stedegne arter og truede arter/nøkkelarter.

#### 4.1.1. Kategorisering av fremmede arter

De fremmede artene som det ble registrert flest av i felt er blitt undersøkt nærmere, med tanke på å finne ut hva som gjør at disse artene er havnet på fremmedartslisten. Artene er gjennomgått ved å sammenligne dataene som er tilgjengelig for hver art gjennom artsdatabanken og retningslinjene for økologisk risikovurdering av fremmedarter. Det viser seg at de fleste av de kartlagte artene har omtrent de samme utslagsgivende kriteriene som gjør at de blir tildelt høy

eller svært høy risiko på fremmedartslisten. Kategoriene som går igjen er median levetid (A), ekspansjonshastighet (B) og effekter på stedege truede/nøkkelarter (D). Ved nærmere undersøkelse av kriteriene om kolonisering i naturtyper (C, F og G kriteriene), er det ikke vurdert forekomster eller effekter av fremmede arter innenfor sterkt endret natur. Dette er natur som er sterkt påvirket av menneskelig aktivitet, gjennom hevd og andre former for forstyrrelse. Dette innebærer at det ved kolonisering av naturtyper som skrotemark, det det ikke vurdert forekomster eller effekter av fremmede arter (Sandvik et al., 2017).

Alle fremmedartene er kategorisert til å ha moderat eller stort invasjonspotensiale ved populasjonens mediane levetid (A) og ekspansjonshastighet (B). Dette betyr at alle artene er gitt høy sannsynlighet for overlevelse i norsk natur, hvilket betyr at de sannsynligvis ikke kommer til å dø ut. Ekspansjonshastigheten er basert på økning i forekomstareal inn i andre naturtyper, hvorav mange av artene befinner seg i den høyeste kategorien. Etersom det er en forutsetning for å kunne påvirke norsk natur at artene klarer å etablere seg i naturen og ekspandere, kan kriteriene (A og B) ikke vurderes separat, men må sees i sammenheng. Median levetid er basert på en arts sannsynlighet for overlevelse i norsk natur, mens ekspansjonshastigheten til arter er basert på egenspredning, passiv spredning eller spredning via mennesker. En viktig forskjell er at ekspansjonshastigheten ikke nødvendigvis er identisk med spredningshastigheten til en art. Her kan det være store forskjeller, ettersom menneskelig spredning kan være mye større enn egenspredningen, som ved spredning via vind og vann. Ekspansjonshastigheten til et nytt område er svært avhengig av etableringssuksessen. Arten må klare å etablere seg for at det skal være en vellykket ekspansjon (Sandvik et al., 2017).

Når det gjelder effekter på truede arter eller nøkkelarter (D) er alle fremmedartene gitt kategorien middels effekt eller stor effekt. Dette er basert på en reduksjon av stedege arters forekomstareal eller bestandsstørrelse. Den vanligste påvirkningen fremmede artene har på truede arter eller nøkkelarter, er konkurranse om plass. Det er særlig truede/nøkkelarter innenfor naturtypene åpen flomskogmark, åpen flomfastmark, kystlynghei, sanddynemark og semi-naturlig eng som går igjen ved risikovurderingen av artene. Semi-naturlig eng er en av naturtypene som oftest blir nevnt i sammenheng med etablering av fremmede arter. Semi-naturlig eng er kartleggingsenhet i Natur i Norge (NiN), hvor også slåttemark inngår. Slåttemark og kystlynghei er utvalgt naturtype i Norge, som det er et ønske om å ta ekstra godt vare på (Miljødirektoratet, 2018).

#### 4.1.2 Spredningsmetoder:

Tabell 1 viser til artsdatabankens data om fremmedartene funnet i felt, samlet i en tabell.

Tabell 1: Spredningsmetoder for arter funnet i felt. Kilde: Artsdatabanken.no

Art:	Spredningsmetode:	Eableres i naturtypene:	Utslagsgivende kriterier:
<b>Parkslirekne</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Vegetativ vekst via røtter</li> <li>• Stengelbiter med jord og vann</li> <li>• Maskiner</li> <li>• Hageutkast</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Åpen flomfastmark</li> <li>• Flomskogmark</li> <li>• Semi-naturlig eng</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <b>4A:</b> Median levetid i Norge</li> <li>• <b>4D:</b> Effekter på truede arter/nøkkelarter</li> </ul>
<b>Gyvel</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Frø</li> <li>• Jordmasser</li> <li>• Hageutkast</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Sanddynemark</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <b>4A:</b> Median levetid i Norge</li> <li>• <b>4D:</b> Effekter på truede arter/nøkkelarter</li> </ul>
<b>Fagerfredløs</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Vegetativ vekst med jordstengler</li> <li>• Frø</li> <li>• Forflytting av jord</li> <li>• Hageutkast</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Semi-naturlig eng</li> <li>• Flomskogmark</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <b>4A:</b> Median levetid i Norge</li> <li>• <b>4B:</b> Ekspansjonshastighet</li> <li>• <b>3D:</b> Effekter på truede arter/nøkkelarter</li> </ul>
<b>Spirea</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Vegetativ vekst ved jordstengler</li> <li>• Noen har frøspredning</li> <li>• Jordmasser</li> <li>• Hageutkast</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Semi-naturlig eng</li> <li>• Flomskogmark</li> <li>• Åpen flomfastmark</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <b>4A:</b> Median levetid i Norge</li> <li>• <b>3D:</b> Effekter på truede arter/nøkkelarter</li> </ul>
<b>Hagelupin</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Vegetativ vest</li> <li>• Frø</li> <li>• Jordmasser</li> <li>• Hageutkast</li> <li>• Langs veinett</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Åpen flomfastmark</li> <li>• Flomskogmark</li> <li>• Semi-naturlig eng</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <b>4A:</b> Median levetid i Norge</li> <li>• <b>4B:</b> Ekspansjonshastighet</li> <li>• <b>4D:</b> Effekter på truede arter/nøkkelarter</li> <li>• <b>4E:</b> Effekter på øvrige arter</li> </ul>

## 4.2 Fremmedarter i spredning

Ingen arter kan overleve i alle typer habitater, de er alltid påvirket av klima, topografi og jordsmonn. Artene trives innenfor et relativt smalt sett av levekår, bestående av biotiske og abiotiske faktorer. Faktorer som klima og topografi, samt artenes egne nisjer setter begrensninger for spredning og etablering i nye områder. Arter som har en bred nisje vil ha større mulighet for å etableres i et nytt habitat enn arter med smal nisje (Ricklefs, 1990). De vellykkede fremmedartene som er innført til Norge kommer fra lignende habitater, med samme klimatiske forutsetninger. På grunn av geografiske barrierer som fjell og hav, ville likevel ikke artene klart å etablere seg her uten å få hjelp av menneskelig forflytning. I Davis (2009) blir spredning av arter forklart som spredning av en populasjon innenfor et bestemt område, eller hvor en populasjon gir opphav til flere populasjoner i andre områder. For fremmedartene forekommer spredning på to måter. For det første kan frøspredning skje ved aktiv egenspredning hvor frøene skytes ut fra morplanten, eller passivt hvor spredningen skjer ved hjelp av andre abiotiske eller biotiske faktorer som vind, vann og via andre organismer. Den andre metoden er ved vegetativ spredning, hvor det forekommer en ukjønnet formering ved hjelp av stengelbiter og røtter som gir opphav til et nytt individ. Arter i nye områder er et resultat av vellykket spredning og etablering, uavhengig om det er en fremmed art eller en stedegen art. Spredning av fremmede arter til nye områder over større distanser, til nye områder inkluderer ofte mennesker som spredningsvektor. En fremmedarts mulighet for spredning er avhengig av hvordan den blir innført til et nytt område. Kravene en art har til et donorområde vil være mye de samme som i sitt naturlige habitat. Man kan for eksempel ikke innføre en art som krever et varmt klima til fjellområdene i Norge, ettersom donorområdet da vil være for ulikt dens naturlige habitat og nisje. Ifølge Lockwood et al. (2013) virker dette å være åpenbart, men de viser til tilfeller hvor disse kravene ikke møtes, og etablering av nye populasjoner ikke overlever. Dette gjelder spesielt for arter som kommer som blindpassasjer, og ikke er innført tilsiktet. Donorområdet og måten en art blir innført til et nytt område vil ha stor påvirkning ved vellykket etablering hos arten.

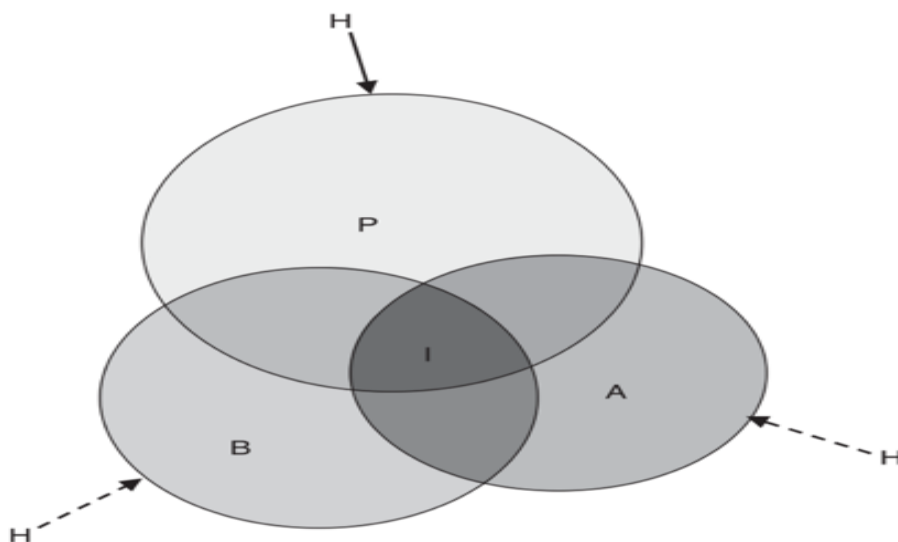
For fremmedarter i Norge skiller man mellom tilsiktet og utilsiktet innførsel. Store deler av fremmedartene i Norge er et resultat av tilsiktet innførsel. Artsdatabanken viser til at trær, planter og busker hentet fra ulike deler av verden er forsøkt plantet i norske hager. Videre er også 25 % av alle registrerte fremmedarter i Norge hageplanter. Over halvparten av artene er regnet å kunne utgjøre et problem i norsk natur. Dette resultatet er en konsekvens av at arter



blir valgt ut som kan reprodusere og trives i norske forhold (Hendrichsen et al., 2014). Den videre spredningen ut i norsk natur skjer ofte ved egenspredning, via fugler eller som hageutkast (Gederaas et al. 2012). Hageutkast forekommer når en plante kastes ut av hagen eller på uoffisielle fyllplasser og veikanter. Hageutkast er en av de alvorligste spredningskildene i norsk natur, og er trolig blitt enda mer vanlig i de senere årene. De fleste hageplantene i Norge er planter fra gressmark, skog eller fjell fra andre deler av verden med lignende klimatiske forhold. Ved spredning fra hager skjer det derfor en spredning tilbake til den opprinnelige naturtypen med lignende økologiske grunn trekk (Artsdatabanken, 2018f). Ved vellykket etablering i et nytt område, fortsetter ofte arten å spre seg på egenhånd. For noen arter er dette ikke mulig, og menneskelig spredning vil være eneste spredningsmetoden.

#### 4.3 Fremmedarter som blir problemarter

Det finnes en rekke teorier og hypoteser om hvorfor en fremmed art ender opp med å bli en problemart. Catford et al. (2009) har oppsummert ledende teorier på biologisk invasjon, hvor det er tre faktorer som synes å være signifikante. Disse tre faktorene er vist i figur 7 og er beskrevet som introduksjonspress (P), abiotiske (A) og biotiske faktorer (B), som må være til stede for en vellykket etablering av fremmede arter (I). Den menneskelige faktoren (H) er med å påvirke alle tre faktorene, til fordel for fremmedarters vellykkede etablering.



Figur 7: Effekt av "propagule pressure", abiotiske og biotiske faktorer ved etablering av fremmedarter. Kilde: Catford et al. (2009).

Gederaas et al. (2012) kategoriserer en problemart som en art med god spredningsevne, god tilpasningsevne, stort reproduksjonspotensiale, generalist og frigjort fra begrensninger. Arter

som kombinerer stor spredningsevne og har en økologisk bred nisje har større sannsynlighet for å lykkes med å etablere seg. Definisjonen av en problemart skiller ikke mellom stedegne og fremmede arter, det er egenskapene til arten som bestemmer dette. Forskjellen er at fremmedarter med HI og SE risiko vurderes i stor grad som en trussel mot stedegen natur, mens stedegne problemarter vurderes i hvert enkelt tilfelle om en stedegen art er et problem eller ikke innenfor prioriterte naturtypene (Bär, 2013). Simberloff (2010) viser til at stedegne arter kan bli en problemart ved menneskelig påvirkning av landskapet, som følge av arealendringer og endret næringstilgang som fremmer vekst og trivsel hos disse artene. Stedegne problemarter kan fortrenge andre stedegne arter som er viktige arter innenfor for eksempel kulturmark (Bär, 2013).

En arts fysiske tilpasning til miljøet er påvirket av mange faktorer som enten favoriserer eller til hinder for etablering. Det er et komplekst system bestående av abiotiske og biotiske faktorer. Med disse faktorene i spill er det mye som kan påvirke en art, og kravene en art har til miljøet er hva man kaller en arts nisje. Nisjer dekker alle aspekter ved en arts levesett, og kan deles inn i to typer. Den fundamentale nisjen er summen av alle kravene en art stiller under alle forhold. I konkurranse med andre arter er dette ikke realistisk å oppnå, slik at den realiserede nisjen oppstår. Nisjen til en art er uavhengig om en plante er stedegen eller fremmed. De samme forutsetningene gjelder i begge tilfeller (Holden, 2012). I Cox og Moore (2010) er fysiske egenskaper beskrevet som en viktig faktor for overlevelse etter ankomst i et nytt habitat. De fysiske egenskapene er basert på artens toleranse for faktorer som temperatur, lys, fuktighet eller tørke og konkurranse med andre arter. Artenes egenskaper bestemmer i stor grad mønster og utbredelse for arten, spesielt gjennom spredningsmetoder. Artenes egenskaper kan deles inn etter likhetstrekk, og det skilles mellom K-strateger og R-strateger. R-strateger er arter som koloniserer raskt etter forstyrrelse, men som ikke klarer å opprettholde levedyktige bestander over lengre tid. R-strateger har mange like egenskaper som problemarter, med rask reproduksjon, generalist og god spredningsevne. På den andre siden finner man K-strateger. Disse artene har egenskaper som er preget av lengre livssyklus, langsom spredningsevne og færre avkom som er en fordel i en senere suksjonsfaser med mindre forstyrrelse (Ricklefs, 1990; Cox og Moore, 2010).

Cox og Moore (2010) bruker begrepet begrensende faktor om faktorer som gjør det vanskeligere for en art å leve, vokse og reprodusere. Dette betyr ikke at arten ikke kan overleve, men at det settes begrensninger for artens vekst og reproduksjon i konkurranse med andre arter.



Frigjørelse fra disse begrensende faktorene er en av de mest brukte forklaringene på hvorfor noen arter klarer å etablere og spre seg i et nytt habitat, hypotesen *escape from natural enemies* (Cox og Moore, 2010; Lockwood et al., 2013). Lockwood et al. (2013) viser til hvordan hypotesen kan gi fritt spillerom for en art i en periode. Ved innførsel til et nytt område frigjøres arten fra predasjon, parasittisme og herbivorer. Dette tillater dem å overleve, vokse og reprodusere på et høyere nivå enn i sitt naturlige habitat. Denne midlertidige frigjørelsen kan forklare hvorfor noen arter etablerer seg, mens andre ikke. Gederaas et al. (2012) bruker denne forklaringen på hvorfor noen fremmedarter blir en problemart i Norge, mens de i sitt opprinnelsesland har vært i balanse. Et eksempel fra Holden (2012) er hvordan parkslirekne utgjør et stort problem der hvor den etableres utenfor sitt naturlige habitat. En forklaring er mangelen på naturlige fiender og stressfaktorer. I sitt naturlige habitat er parkslirekne påvirket av en type sopp som svekker artens vekst og formering. Denne hypotesen gir best utfall ifølge Stace og Crawley (2015) ved forklaring av frigjørelse fra sopp og virus som planter blir utsatt for i sitt naturlige habitat, men som ikke forekommer i det introduserte. Som nevnt er *escape from natural enemies* en mye brukt hypotese på hvorfor fremmedarter klarer å etablere seg. Likevel viser Lockwood et al. (2013) til forskningsprosjekter av andre forskere som er gjort på fremmedarter hvor det er ulike meninger på hvor stor betydning hypotesen har for vellykket etablering og spredning. Det vises også til studier som dokumenterer at det er et fåtall fremmedarter blir et problem, og en trussel mot stedegen natur. Basert på denne kunnskapen er det tvil om hvor stort problem fremmedarter egentlig er (Cox og Moore, 2010). Ifølge Stace og Crawley (2015) finnes det ingen eksempler på fremmede arter som har ført til utryddelse av stedegne arter i Storbritannia. De viser imidlertid til at fremmedarter kan overta områder som i utgangspunktet ville vært okkupert av stedegne arter, ettersom mennesker skaper nye nisjer som ikke tidligere har eksistert, og som fremmedarter trives i.

#### 4.4 Introduksjonspress

Dersom en art har potensiale til etablering i Norge, vil sannsynligheten for vellykket etablering øke ved et høyt introduksjonspress. Dette er basert på frekvensen av introduksjoner, og antall individer per innførsel. Et høyere antall introduksjoner av arter gir større sannsynlighet for vellykket etablering, og det kreves et minimum av tetthet før spredning blir effektivt. Dette er basert på at et for lavt introduksjonspress hos karplanter antas å være det største hinderet for videre spredning og etablering (Gederaas et al. 2012). Definisjonen av «propagule» i Lockwood et al. (2013) er spredningsenheter som frigjøres i et habitat i form av frø, spirer, rotdelel eller

alle deler av en plante som kan medføre til ytterligere spredning og vekst. Høyt introduksjonspress (P), vil gi arten større sannsynlighet for å bli etablert i et passende habitat, i tillegg til at høyt introduksjonspress gir større genetisk variasjon ved flere introduksjoner (Catford et al., 2009; Davis, 2011). Hypotesen om introduksjonspress er blant en av de mest brukte innen fagfeltet. Catford et al. (2009), Stace og Crawley (2015) og Jeschke og Heger (2018) viser til at hypotesen er en av de viktigste faktorene for vellykket introduksjon. I følge Jeschke og Heger (2018) er introduksjonspress og menneskelig aktivitet nært knyttet, ettersom det er menneskelig aktivitet som i utgangspunktet innfører fremmede arter til et nytt område. Antall introduksjoner må sees i sammenheng med arters fysiske egenskaper og det mottakelige habitatet. Lockwood et al. (2013) viser til flere eksempler på at fremmede arter ikke overlever eller klarer å etablere seg i et nytt miljø. Forskning på fremmede arter tar utgangspunkt i habitater hvor det forekommer vellykket etablering. Det finnes lite forskning på områder hvor fremmede arter ikke klarer å etablere seg. Det er for eksempel mange arter som er innført som hageplanter i Norge, men uten vellykket spredning og etablering i norsk natur. Introduksjonspress er viktig i forbindelse med hvor mange individer som introduseres, alder, kjønnsfordeling og miljøfaktorer, og disse faktorene er avgjørende for en videre naturlig spredning og etablering.

#### 4.5 Habitatets mottagelighet

Elton (1958) sin klassiske teori beskriver habitater med et høyt biologisk mangfold som mindre mottakelig for introduksjon av fremmede arter, enn habitater med få arter. Teorien er basert på at flere arter fører til høyere biotisk motstand, slik at fremmedarter ikke vil klare å etablere seg. Teorien bygger på antakelsen om at ulike habitater har samme antall nisjer, og at habitater med mindre arter vil være mer mottakelig for introduksjon av fremmede arter (Stace og Crawley, 2015). Elton (1958) sin nisje-teori er basert på at det er habitatet som har nisjer som kan huse et antall arter. Nyere nisje teori tar utgangspunkt i en arts nisje, hvor det er egenskapene til arter som setter begrensninger for etablering og spredning, ikke habitatet. Interaksjoner mellom arter hindrer sjelden habitater i å bli introdusert for fremmedarter, men interaksjoner kan tilbakeholde utviklingen av store bestander. Dette betyr at habitater med et høyt biologisk mangfold i mindre grad opplever introduksjon av fremmedarter, men de er ikke uimottakelig for etablering av fremmedarter (Jeschke og Heger, 2018). Lockwood et al. (2013) referer til Davis (2009) sin hypotese «fluctuating resource availability», hvor økosystemer er mer mottakelig for introduksjon av fremmede arter ved flere ledige nisjer. Forskjellen fra Elton er at hypotesen

refererer til tilgjengeligheten av ressurser i tid og rom ved småskala forstyrrelser. Dette vil føre til svingninger i intensiteten av konkurranse, som kan hindre eller føre til etableringen av fremmede arter.

Hypotesen er basert på tilgang til ressurser som vann, lys, plass og næringsstoffer (Lockwood et al., 2013). Catford et al. (2009) hevder at habitater som er mottakelige for invasjon av fremmede arter ofte er områder med økt ressurstilgang. Den økte ressurstilgangen er ofte et resultat av menneskelig forstyrrelse. I Fremstad og Elven (1997a) blir det også presisert at stabile habitater med lukket vegetasjonsdekke er mindre mottakelig for fremmede arter. De fleste fremmedartene er avhengig av forstyrret vegetasjon for etablering. Til tross for dette viser de til flere eksempler på arter som har klart å etablere seg uten forstyrrelse, som for eksempel platanlønn og bulkemispel (Fremstad og Elven, 1997a). Ifølge Artsdatabanken er mange fremmedarter knyttet delvis eller helt til sterkt endret fastmark, hvor det særlig er habitater som gjennomgår en suksesjonsfase som blir kolonisert. Når det gjelder menneskelig forstyrret mark er det særlig sterkt endret åpen fastmark med løsmassedekke (fyllinger) og sterkt endret fastmark med preg av semi-naturlig eng (veikanter) som koloniseres (Artsdatabanken, 2018d).

#### 4.6 Forstyrrelse

Forstyrrelse kan være naturlig eller menneskeskapt, ved biotiske eller abiotiske faktorer. Naturlig forstyrrelse forekommer til enhver tid i ulike sammenhenger. Dette er forstyrrelse i form av biotiske faktorer som predasjon og abiotiske faktorer som vind og vann. Den menneskelige forstyrrelsen har betydning i denne sammenheng, hvor massehåndtering fører til arealendringer i landskapet. Forstyrrelse kan på to måter fremme etablering, ved ødeleggelse som medfører redusert konkurranse og som berører overflaten på jordsmonnet og aktiverer frøbanken. Enten det er naturlig eller menneskeskapt forstyrrelse leder det til samme resultat. Forstyrrelse fører til forandring og muligheter for andre arter. Det skilles ikke mellom god eller dårlig forstyrrelse, selv om menneskeskapt forstyrrelse i større grad enn naturlig forstyrrelse fører til introduksjon av fremmede arter (Lockwood et al., 2013; Stace og Crawley, 2015).

Det er et mye brukt uttrykk som tilsier at forstyrrelse fører til invasjon. Dette er en svært allmenn akseptert hypotese innenfor biologisk invasjon (Lockwood et al., 2013). Til tross for dette viser det seg at realiteten ikke er like enkel. Lockwood et al. (2013) gir flere eksempler på hvor forstyrrelse ikke fører til etablering av fremmede arter. I en studie utført i 200 godt undersøkte

feltområder, viste det seg at forstyrrelse aldri sto for mer enn 7 % av variasjonen av fremmedarter. En god forklaring på hvorfor forstyrrelser ikke alltid fører til etablering av fremmede arter, er at det er vanskelig å gjøre studier som undersøker områder hvor fremmedarter ikke klarer å etablere seg. Forskningen som blir gjort er basert på at fremmedarter allerede finnes i området (Lockwood et al., 2013). Derfor blir dette ikke tatt med i diskusjonen om effekten av forstyrrelse ved spredning av fremmedarter. Skal forstyrrelse være til fordel for fremmedarter, må det være fremmedarter tilstede i området i form av spredningsenheter (P). Lockwood et al. (2013) viser til Daehler (2003) sitt arbeid hvor det ofte er tatt for gitt at fremmedarter utkonkurrerer stedegne arter ved forstyrrelse. Etter gjennomgang av 79 uavhengige studier fant han ikke statistiske bevis på at fremmedarter utkonkurrerte stedegne arter. Om forstyrrelse legger til rette eller hindrer spredning er kontekstavhengig. Det er både avhengig av hvilke forstyrrelser som er tilstede, og artens egenskaper til å reagere på forstyrrelsene. Det som uansett kan regnes som en viktig faktor, er den menneskelige faktoren (Lockwood et al., 2013).

I noen tilfeller er vedvarende forstyrrelse med på å opprettholde habitatets egenskaper, og opphør av denne forstyrrelsen medfører endringer (Hobbs et al., 2007). Et kjent eksempel er platanlønn. Arten er kategorisert til svært høy risiko på fremmedartslisten, og har de siste tiårene vært i sterk ekspansjon i norsk natur, spesielt i gammel kulturmark og skrotemark. Den kan etablere seg i veietablert skog, men blir sjelden dominerende. Artsdatabanken forklarer platanlønnens suksess i Norge med tidlig innførsel, geografisk variasjon ved innførsel og utnyttelse av menneskeskapte landskapsendringer. Lundberg (2010) har gjennomført studier av Hystadmarkjø over flere år, hvor platanlønn forekommer. Arten ble sett på som en trussel innfor området, og tiltak ble satt i gang. Funnene til Lundberg stemmer ikke overens med antatt trussel mot stedegen natur. Det ble registrert masse unge individer av platanlønn, men med svært høy dødelighet. Hvor platanlønn hadde klart å etablere seg var i forstyrrede deler av skogen, og langs stier.

#### 4.7 Suksesjon

Suksesjon forekommer der det har skjedd en forstyrrelse i natursystemet. De trer frem med varierende styrke avhengig av klima, jordsmonn og menneskelig påvirkning. Suksesjon er en naturlig prosess hvor et plantesamfunn overtar for et annet, over tid (Ricklefs, 1990; Cox og Moore, 2010). Suksesjon har to utviklingsgrunnlag, enten primær eller sekundær suksesjon.

Primær suksesjon forekommer ved etablering av arter på bar bakke, som ved tilbaketrekking av en isbre. Sekundær suksesjon skjer ved at et område blir lagt bart, i dette tilfellet hvor masser av jord, stein og grus blir deponert i et område (Cox og Moore, 2010). Sekundær suksesjon er mindre avhengig av et system ved etablering av nye arter. Dette skyldes at sekundær suksesjon er påvirket av hvilke arter som er tilstede på eller i nærheten, i form av frø og rot fragmenter (Stace og Crawley, 2015). Ved suksesjon gjennomgår et habitat en rekke stadier, først med raske endringer og deretter saktere. I begynnelsen av en suksesjonsfase finner man konkurransesvake arter, med blant annet egenskaper som rask vekst, tidlig reproduksjon, liten av størrelse og kort livstid. Senere i suksesjonsfasen blir de konkurransesvake artene utkonkurrert av arter som har lenger livstid og har større suksess (Holden, 2012). Som forklart i delkapittel 4.4 forekommer suksesjon ved tidlig etablering av arter med likhetstrekk til R-strateger, mens senere stadier er dominert av K-strateger.

Hobbs et al. (2007) viser til at tidlige suksesjonsfaser antas å være mer mottakelig for fremmede arter enn sene. Ved introduksjon i en sen suksesjonsfase mener Hobbs et al. (2007) at fremmedarter vil hindres i å øke sitt utbredelsesareale. Ved introduksjon i en tidlig fase, hvor fremmedarter koloniserer et stort areal, vil ikke suksesjon tilbakeføre området til naturlig tilstand. Dette må samtidig sees i sammenheng med habitatets egenskaper, omkringliggende natur og spredningsmetoder for fremmedartene. Et omdiskutert tema er hvorvidt suksesjon vil endre retning, etter hvilken type forstyrrelse som forekommer. Hobbs et al. (2007) mener at en bestemt rekkefølge av hendelser er en for enkel forklaring på hendelsesforløpet ved suksesjon. Alle habitat vil ikke nødvendigvis følge et fast mønster, som fører til samme sluttprodukt og likevekt. Det er heller ikke gitt at et område som har gjennomgått store forstyrrelser vil gå tilbake til opprinnelig tilstand. Det er avhengig av klima, jordsmonn og ressursgrunnlaget. Intensiteten og frekvensen av forstyrrelsen er viktige drivere ved suksesjon. Hvilke arter som etablerer seg i et område som gjennomgår suksesjon har også stor betydning for utfallet. Arter som etablerer seg først kan påvirker utfallet av hvilken retning suksesjonen tar (Hobbs et al., 2007; Holden, 2012). Blant annet viser Hobbs et al. (2007) til at fremmede arter kan medføre endringer ved tidlig introduksjon i et habitat som gjennomgår en suksesjonsfase. Hagelupin og gyvel er eksempel på nitrogenfikserende arter, som kan endre nitrogentilgangen, slik at habitatet blir mer mottakelig for nitrogentolerante arter på lang sikt.

#### 4.7.1 Gjengroing

Gjengroing er et mer folkelig uttrykk for suksesjon. Det brukes ofte brukt i forbindelse med landskapsendringer som følger ved opphør av jordbruket. Gjengroing har det samme forløpet som sekundärsuksesjon, men oppfattes annerledes av mennesker. Gjengroing er knyttet til kulturlandskapet, og en rekke arter som utgjør det biologiske mangfoldet vi i dag knytter til kulturlandskapet. Gjengroing ses derfor på som en trussel mot det biologiske mangfoldet (Bryn, 2011). Endringene som skjer i dag, skjer raskt. Kulturlandskapet ble tidligere regelmessig slått, slik at busker og trær ikke etableres, men holdes åpent for lyskrevende urter og gress. Nå er skogen er på vei tilbake. Den fortrenger andre habitater som tidligere var åpne og dominert av lyskrevende arter. Gjengroing er en kontinuerlig og naturlig prosess, og uten aktive tiltak vil åpne områder på et eller annet tidspunkt bli dominert av trær og busker på et tidspunkt. Klima og jordsmonn bestemmer hvilke treslag som etableres i et område som gjennomgår suksesjon. I lynngeier etableres furu og einer, mens landbruksområder ofte må vike for løvskog (Helland-Hansen og Bergen museum, 2004).

#### 4.8 Latensperiode

Perioden mellom når en art etablerer seg og når den begynner å spre seg er hva man kaller en latensperiode. Latensperioden kan være kort, ved at den varer i et par generasjoner, eller den kan vare i 100 år eller mer. Det er mye usikkerhet knyttet opp mot latensperioden, på hvor lang perioden er, og hvorfor det forekommer latensperioder hos arter. Lockwood et al. (2013) viser til at latensperioden kan variere svært mye blant arter. For eksempel har busker en latensperiode på 131 år, mens trær har på 170 år i gjennomsnitt. Varigheten er avhengig av hvilke arter som gjennomgår en latensperiode. En forklaring på latensperioder er evolusjon, det vil si ved genetisk mutasjon. Genetisk mutasjon bidrar til at arten tilpasses klimaet og habitatet den introduseres i. Dette er en prosess som foregår over lange perioder, og som er avhengig av generasjonstiden til de introduserte artene (Gederaas et al., 2012). Stace og Crawley (2015) viser til at genetisk mutasjon forekommer i liten grad, og at det finnes andre og bedre forklaringer på latensperioden. For noen trenger arten de rette forutsetningene for å kunne spre seg, som for eksempel endringer i det fysiske miljøet. Hvilke endringer arten krever kan være forskjellig, men Gederaas et al. (2012) viser til faktorer hvor arten enten må nå riktig habitat for å øke populasjonen eller at arealendringer kan medføre at artens habitatkrav blir oppfylt. Ettersom den kan påvirke eller skjule framtidige konsekvenser ved etablering og spredning, medfører latensperioden usikkerhet ved etablering av fremmede arter.

## 5. Kilder og metoder

I dette kapittelet skal det gjøres rede for feltarbeidet og hvilke kilder og metoder som er brukt for å belyse problemstillingene beskrevet i kapittel 1.1.

### 5.1 Feltarbeid

Målet med feltarbeidet var å samle inn data om fremmedarter, spredning, tilstand på fyllingene, og etableringen av fyllingene. Alle bilder og figurer som er brukt i oppgaven er mine egne, med mindre annet er spesifisert. Feltarbeidet ble gjennomført fra midten av juli til begynnelsen av august 2018. Totalt ble 20 feltområder undersøkt, hvor det ble brukt en hel arbeidsdag per felt. Som et ledd i å styrke studiens kvalitet og troverdighet, har jeg lagt stor vekt på å dokumentere alle funn både ved bruk av fotografier og ved å gi fyldige beskrivelser av felt og feltarbeid. Jeg har også redegjort detaljert for alle mine funn i resultatpresentasjonen. Arbeidet som ble gjort i felt besto av registrering av fremmedarter ved hjelp av polygoner og punkter, samt enkel vegetasjonskartlegging av naturtyper. Feltarbeidet ble gjennomført ved bruk av nettbrett, med verktøyet Collector for ArcGIS. I etterkant av feltarbeid er data prosessert og framstilt ved hjelp av kart. Dette ble tolket, for å finne mønstre som taler for eller imot teorien beskrevet i kapittel 4.

### 5.2 Flyfoto

I forkant av feltarbeid ble det brukt flyfoto til å velge ut feltområder, samt å hente inn og tolke endringer i landskapet over tid. Ved å sammenligne flyfoto fra ulike tidspunkt blir det tydeligere hvilke endringer som har skjedd innenfor feltområdene. Bruk av flybilder er derfor velegnet til kartlegging og overvåkning av landskapsendringer (Lundberg, 2005). Flyfotoene er hentet fra Kartverkets nettside, Norge i bilder. Tilgjengeligheten til flyfoto har vært god, med flyfoto fra 1951 og frem til dags dato. I forkant av feltarbeid ble flyfoto sammenlignet for å finne alder, når aktiviteten opphørte og vegetasjonsendringer på fyllingene og vegetasjonen rundt. Å undersøke dette på forhånd, kan gi bedre forståelse i felt. Eldre flyfoto ble brukt som bakgrunn for å registrere hvilken størrelsen fyllingene hadde ved størst utbredelse. Lundberg (2005) viser til at vegetasjonsgrenser er glidende, spesielt i situasjoner hvor vegetasjonen er i endring. Ved flere anledninger har det skjedd endringer på fyllingene med årene. Dette er som oftest mulig å registrere på flyfoto, men er vanskelig å registrere i felt. Dette viser viktigheten av å undersøke eldre flyfoto. Ved større og mer stabile naturtyper ble kartleggingen gjennomført ved bruk av flyfoto, men kontrollert ute i felt. Det samme gjaldt i områder som det ikke var mulig å



registrere manuelt på grunn av hindringer som utilgjengelig terreng, inngjerdet område eller private hager. Også i etterkant av feltarbeidene har flyfoto vært nyttig, ved å studere endringer i landskapet. Ved noen anledninger etter feltarbeid var det mulig å datere omtrentlig når ulike arter etablerte seg. Spesielt gjaldt dette gyvel og parkslirekne ettersom disse to artene var svært enkel å gjenkjenne på flyfoto.

### 5.3 Vegetasjonkartlegging

En del av feltarbeidet besto av å kartlegge hvilke naturtyper som eksisterte rundt fyllingene, samt undersøke om de fremmede artene var å finne utenfor fyllingene. Grensen for hvor langt ut kartleggingen skulle gjennomføres ble satt til 50 meter. Ved noen anledninger ble 100 meter gjennomført, i områder hvor det eksisterte store bestander med fremmedarter utenfor 50 meters bufferen. Det er brukt enkel vegetasjonkartlegging, med utgangspunkt i Fremstad (1997), vegetasjonstyper i Norge. Ut fra artene som er funnet i felt er Fremstad brukt som veileder på hvilken naturtype som ble kartlagt. Som Fremstad (1997) forklarer, må ikke beskrivelsene betraktes som sannheter, men som en veiledning til å klassifisere og beskrive naturen. Fremstad mener det ikke er mulig å fange opp alle variasjonene i Norge, ettersom norsk natur og kulturlandskap er komplekse, og hvor deler av naturen endres kontinuerlig. Som tidligere nevnt, bekrefter Lundberg (2005) at vegetasjonsgrenser er glidende, spesielt i situasjoner hvor vegetasjonen er i endring. Selv ikke detaljerte kart klarer å gjengi variasjonen og kompleksiteten i naturen slik den til enhver tid er, og derfor er ikke målet å kartlegge svært detaljert, men at kartene skal gi den informasjonen som er nødvendig i situasjonen (Bryn og Ullerud, 2018).

Fremmedartene kartlagt i felt er basert på hvilke arter Bergen kommune, Fylkesmannen i Hordaland og Hordaland fylkeskommunen har fokus på å kartlegge og bekjempe. Kartleggingen ble gjennomført ved å gå rundt og registrere forekomster av fremmede arter på fyllingene og i andre naturtyper. For å få med seg alle lokalitetene, har jeg undersøkt et størst mulig areal innenfor feltene. Det forekommer alltid en mulighet for å ha oversett noe ved registrering i felt, enten ved ikke å ha oppsøkt et spesifikt område eller ved ikke å ha god nok kjennskap til fremmedartene på stedet. Dette er i best mulig grad tatt hensyn til ved å ha med feltflora, samt undersøkt på forhånd hvilke fremmedarter som er mulig å finne innenfor Bergens grenser. Ved usikkerhet ble forekomsten registrert som «annet» og dokumentert med bilde, slik at det kunne undersøkes i etterkant. Etter veilederen til Natur i Norge, er det målestokk 1:5000

brukt for detaljert kartlegging. I felt er punktfunksjonen mest brukt for registrering av fremmedarter. Det ble valgt å bruke punktfunksjon der hvor tettheten og størrelsen til den fremmede arten ikke er stor nok for å vises innenfor kartutsnittet ved bruk av et polygon. Dette betyr at et punkt ikke nødvendigvis representerer ett individ, men at det kan være en klynge av fremmedarter innenfor et mindre område. Dette vil bli spesifisert i resultatdelen av oppgaven. Kartene representert i resultatene er en visualisering av vegetasjonskartleggingen som er gjennomført og beskrevet for hvert felt.

#### 5.4 Collector for ArcGIS og ArcMap:

GIS er et viktig verktøy innenfor geografi, hvor det gir mulighet til å samle, analysere og lage nye data (Clifford et al., 2016). Det gir en representasjon av landskapet, hvor formålet er å forenkle den virkelige verden ved å framstille dataene i oversiktlige kart. Målet er at kartene kan gi en klarere oversikt over tilstanden i dag, og brukes til å forklare sammenhengen mellom funn i felt med teorien som er beskrevet i kapittel 4 (Lundberg, 2005). I felt og i etterkant av feltarbeid, er koordinatsystemet EUREF89 UTM 32 brukt ved analyse og fremstilling av kart.

Et mye brukt verktøy i oppgaven har vært Collector for ArcGIS. Dette er en app til telefon eller nettbrett som gjør det mulig å kartlegge ute i felt, for senere å arbeide videre med dataene i ArcMap. I forkant av feltarbeid ble mye av arbeidet gjort ferdig i ArcMap. Det ble opprettet en geodatabase som organiserer og lagrer data som blir samlet inn. Deretter ble det opprettet domener, med geoobjektklasser som fungerer som informasjonsbeholdere som gir en liste med alternativer ved innsamling av data. Klassene som ble opprettet består for eksempel av fremmedarts punkter, med alternativene parkslirekne, gyvel, hagelupin osv. Innenfor hver klasse kan man også legge til relevant informasjon som størrelse, antall, andre kommentarer og bilde av forekomsten. Dette arbeidet ble gjort i forkant, før geoobjektjenesten ble publisert på nett og tatt i bruk. Denne metoden har spart mye tid i etterkant av feltarbeid, ettersom alt ble klargjort på forhånd. Det meste av arbeidet ble gjort i felt, og kun noen tilfeller krevde mer arbeid. Dette var for eksempel i tilfelle når det i felt ble registrert andre naturtyper eller fremmedarter som det ikke var laget klasser til på forhånd. Dette ble kartlagt i klassen «annet» ved hjelp av punkt eller polygon, med tilhørende kommentar slik at dette kunne endres i ArcMap i etterkant.

En av styrkene ved bruk av Collector for ArcGIS er at man får samlet alt datamateriale på ett sted. Ved registrering av for eksempel gyvel får man koordinatene, man kan legge til tekst, bilder og areal hvis det er kartlagt som polygon. Dette gjør det lettere å holde oversikt over dataene som blir samlet i felt, og å kunne gå tilbake for å undersøke dataene ved å åpne attributt-tabellen til det tilhørende datalaget. En svakhet ved bruk av Collector for ArcGIS var til tider dårlig dekning. Det var i tilfeller der det skulle registreres arter i nærheten av tett skog, så var ikke plasseringen av punktet alltid riktig. For å kompensere for feilkilden var det beste alternativet å ta gjennomsnitt av 20 plasseringer, for å få den mest presise plasseringen. Ved registrering av naturtyper i felt ble det brukt sporingsfunksjonen i Collector for ArcGIS. Sporingsfunksjonen var satt til å registrere et nytt punkt per 3. meter, og med sekund intervall i mindre områder. Her ble sporingsfunksjonen satt til å registrere nye punkter hvert 2. sekund, ettersom sporing hvert 2. sekund gir en høyere nøyaktighet.

## 5.5 Intervju

For å svare på problemstillingen angående hvilke utfordringer som forekommer ved massehåndtering og spredning av fremmede arter, er personer som jobber innenfor fagområdet intervjuet. Valget av intervju som metode vil vise seg å være nyttig knyttet til problemstillingen, om utfordringer ved massehåndtering og spredning av fremmede arter. Ettersom det nå eksisterer mye kunnskap om denne problemstillingen, må det finnes en forklaring på hvorfor fremmedarter ble funnet på lovlige og ulovlige fyllinger i felt. Det er valgt ut informanter innenfor det offentlige og private. Å velge informanter med liknende bakgrunn, men som arbeider i forskjellige deler av forvaltningen, antas det å kunne gi et bedre bilde over hvilke utfordringer fremmedarter og masseforflytting fører med seg. I forkant av intervjuene ble det laget intervjuguide med spørsmål. Intervjumetoden som ble brukt var semi-strukturert intervju, hvor informantene fortalte om sine erfaringer rundt tema. Intervjuguiden ble både brukt for å sikre at relevante tema ble belyst og som støtte for å holde en rød tråd gjennom samtalen. Det ble valgt å føre uformelle intervjuer, og å forsøke å skape en avslappet stemning. Målet var å utforske hvilke utfordringer informantene opplever å stå ovenfor, og hvilke erfaringer og tanker de gjorde seg i den anledning. Temaet viste seg å være engasjerende, og intervjudeltakerne deltok aktivt i samtalen. Til tross for at fokuset i intervjuene ikke var rettet mot å finne feil eller lete etter kritikkverdige forhold, kunne man risikere at diskusjonen utviklet seg på en slik måte at det dukket opp tema som utfordret informantenes yrkesmessige integritet. Det kunne også oppstå situasjoner der informantene risikerte å komme i en lojalitetskonflikt overfor egen

arbeidsgiver eller den etaten de representerer. Det er derfor lagt stor vekt på å sikre informantene anonymitet. Det er valgt å kalle informantene A, B og C.

Valg av intervju som metode viste seg å være hensiktsmessig med tanke på å få frem mye informasjon om utfordringer knyttet til massehåndtering og spredning av fremmede arter. I tillegg til intervjuer med enkeltpersoner, har jeg deltatt i møter og seminarer som omhandler samme tema. Dette har vært en svært nyttig del av prosessen med å kunne belyse et svar rundt problemstillingene. Etter at intervjuene var ferdig, ble de gjennomgått for å undersøke om intervjuene og møtene hadde samsvarende eller avvikende synspunkter på tema som var felles.

## 5.6 Dokumentanalyse

Sentralt for oppgaven har vært å undersøke tilgjengelig litteratur, rapporter og dokumenter. Ved valg av hvilke villfyllinger som skulle undersøkes, ble det tatt i bruk to tilgjengelige rapporter fra Bergen interkommunale renovasjonsselskap (BIR) som omhandler villfyllinger. Rapportene bygger på en enkelt kartlegging, og gir en kort beskrivelse av ca. 70 villfyllinger i Bergen. Basert på innholdet i disse rapportene, og ved hjelp av flyfoto ble 10 av villfyllinger valgt ut, for å gjennomføre nærmere undersøkelser. På forhånd ble det lastet ned flere rapporter som omhandler fremmedarter og massehåndtering. I forkant og etterkant av feltarbeid ble dokumenter vedrørende lovlige og ulovlige fyllinger rundt i Bergen hentet fra kommunens planarkiv. Et av målene med denne dokumentanalysen var å undersøke hva som gjorde at en villfylling ble kategorisert som ulovlig. Et annet mål var utforske dokumentene for de lovlige fyllingene og undersøke om problemstillinger vedrørende fremmedarter ble nevnt eller tatt hensyn til under byggeprosessen ved massehåndtering. I forkant av feltarbeid er det undersøkt om det er registrert fremmede arter innenfor feltområdet via nettstedet artsobservasjoner.no. På dette nettstedet kan alle registrere arter og dele forekomster av blant annet fremmede arter med andre. I en rapport fra Norsk institutt for naturforskning (NINA) viser de til verdien av datainnsamling fra allmenheten, om hvordan viktig informasjon om fremmede arters forekomst blir kartlagt til hjelp for personer som jobber med temaet. En svakhet ved denne metoden, er at kvaliteten på dataene kan variere. Det vil trolig bli registrert flere arter i nærhet til folk, og motsatt i områder langt fra folk. Det er heller ikke gitt at en art er registrert selv om området har vært besøkt (Olsen et al., 2017). Ved å sammenligne mine egne funn med registreringer i artsobservasjoner, vil jeg kunne belyse problemstillingen rapporten til NINA nevner.

## 6. Resultat

I dette kapittelet vil det gjøres rede for funn som er gjort i felt, intervjuene og arbeidet i etterkant av felt. Formålet er å kartlegge om fyllingene fører til spredning av fremmedarter, og hvilke naturtyper fyllingene er plassert i. Feltarbeidet ble utført i Bergen, på lovlige og ulovlige fyllinger, innenfor Bergen kommune sine grenser. Under feltarbeid ble funn av fremmedarter kartlagt ved bruk av punkter og polygoner, på og rundt fyllingene.

### 6.1 Intervju

En viktig del av oppgaven har vært intervju av personer som jobber innenfor massehåndtering og/eller fremmedarter. Det er gjennomført intervjuer med personer innen privat og offentlig sektor, samt at jeg har deltatt på konferanser og møter som omhandler temaet. Det er valgt å holde informantene anonyme, og kalle informantene henholdsvis A, B og C. Målet var å finne ut om det er samsvarende utfordringer hver sektor står ovenfor ved møte med spredning av fremmede arter og massehåndtering.

Alle informantene hadde samme felles forståelse av hva en fremmed art er, og tar utgangspunkt i fremmedartslisten sin definisjon. Alle var enige i at det er et viktig tema som bør tas hensyn til ved massehåndtering. Informantene kunne bekrefte at temaet er blitt mer aktuelt i de senere årene. Ved eldre godkjente fyllinger er ofte ikke hensynet til fremmedarter tatt fordi det den gang ikke var satt fokus på dette. Informant A kunne formidle at temaet ble satt fokus på rundt 2012. Samtidig kunne informant B si at hos dem har fremmedarter og massehåndtering alltid vært i fokus. Tidligere har det vært lite fokus på fremmedarter generelt, og spesielt fremmedarter ved massehåndtering. Dette er et enda ferskere tema, som ble aktuelt rundt 2016, kunne informant A fortelle.

Ifølge informant A forekommer det i mindre grad bekjempelse av fremmedarter i nærheten av verdifull natur, men mer i nærhet av vei, gangvei og friluftsområder. Parkslirekne er den arten det er mest fokus på, basert på artens egenskaper. Andre arter blir ikke like høyt prioritert, men dette er basert på andre grunnlag enn biologisk mangfold. Ifølge informant A er hovedfokuset i Bergen å forhindre videre spredning av fremmede arter. Dette kunne alle informantene være enige i, og at å forhindre videre spredning av fremmede arter via massehåndtering vil være et godt tiltak. Ved spørsmål om hvilke arter det ble fokusert på, ble det nevnte de artene som er trukket fram av kommunen og fylkeskommunen. Da med spesielt stort fokus på parkslirekne.

Parkslirekne gikk igjen hos alle informantene, og var mye brukt som eksempel både under konferansene og på møtene. Informant C ønsket et større fokus på flere arter, ettersom disse ikke har fått like høy status som parkslirekne. De presiserte også behovet for økt kunnskap om arters biologi, håndtering og deponering, ettersom alle artene oppfører seg ulikt. For anleggsarbeid som er en stor kilde til spredning, har det kun vært utarbeidet retningslinjer for håndtering av planteavfall og jordmasser fra infiserte områder for arter som parkslirekne, mens denne informasjonen mangler hos andre arter.

Ved videre spørsmål om hva man kan gjøre med masser som inneholder fremmede arter, hevdet det at løsningene ikke er gode nok. Ifølge informant A er eneste løsningen per dags dato å levere massene til godkjent deponi for forurensede masser, eller å behandle massene lokalt på stedet, slik at videre spredning ikke forekommer. Det finnes ingen steder i Bergen å levere masser som inneholder fremmedarter. Massene må derfor behandles som forurensede masser. Dette var noe alle informantene var enige om, at var et problem.

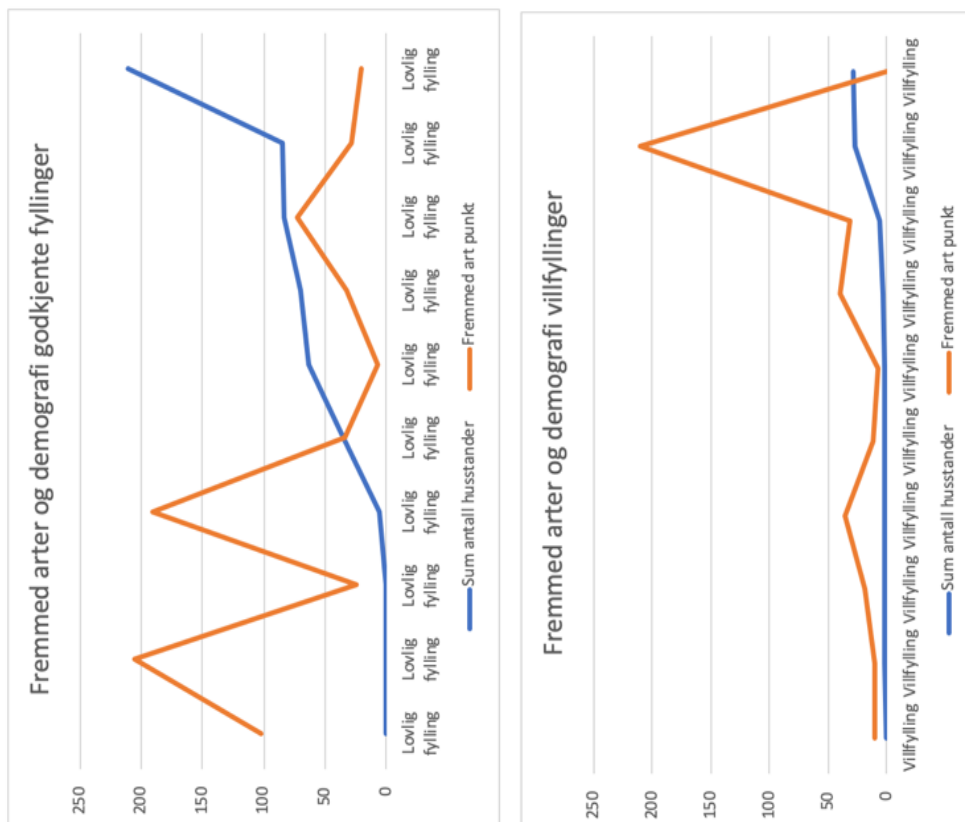
Informant B viser til nødvendigheten av tilsyn ved deponering av masser, og hvordan fremmedarter bør innbefattes i byggeprosjekter fra starten av. Uten å føre tilsyn vil man ikke kunne forbedre problemet. Dette er også informant A enig i, men viser i tillegg til behovet for en standard som tar hensyn til fremmede arter i massehåndteringssaker som er knyttet til reguleringsplaner. Det er behov for en mer standardisert formulering med hensyn og krav knyttet til håndtering av fremmede arter. Ved at det blir en del av reguleringsbestemmelsene er sannsynligheten større for at det blir fanget opp. Dette stemmer også overens med hva informant C ønsker. Informant B mener også dette er et viktig punkt, og peker på tiltakshavers ansvar ved å undersøke massene for fremmede arter. Dette blir ofte ikke gjort på grunn av mangel på kunnskap og regelverk.

Kunnskap om spredning av fremmede arter via massehåndtering var et tema alle informantene mente burde vært satt større fokus på. Det generelle kunnskapsnivået om fremmede arter bør forbedres hos private, kommunale og hos utførende entreprenører. Det hjelper ikke at kun noen få sitter med relevant kunnskap. Ved manglende kunnskap vil det ikke være mulig å unngå videre spredning av fremmede arter. Mangel på kunnskap var derfor en av de største utfordringene ved massehåndtering og spredning av fremmede arter, mente informantene. Informant B kunne fortelle om tilfeller hvor jordmasser ble ansett som rene, men som ikke var

det. Ved nærmere undersøkelse ble det registrert parkslirekne et par meter unna hvor massene var blitt hentet fra. Det er i slike tilfeller kunnskap om artenes biologi er svært viktig.

## 6.2 Fyllinger og demografi

Ved endt feltarbeid skulle det undersøkes om det eksisterer en sammenheng mellom funn av fremmedarter og antall husstander. Buffere ble laget for fyllingene, og satt til 100 meter. Data som omhandler demografien i Bergen ble hentet fra ArcGIS online via SSB. Datalaget inneholdt informasjon om antall husstander innenfor 100x100 meters rutenett. For å finne antall husstander innenfor bufferne, ble det brukt analyse verktøyet «summer innenfor». Verktøyet finner geoobjekter innenfor grensen for bufferen på 100 meter. Resultatet er vist i figur 8. Figuren viser at de lovlige fyllingene har en høyere andel tetthet av hus innenfor 100 meters bufferen. Det er valgt en buffer på 100 meter ettersom det er meningen å undersøke hvorvidt de fremmede artene er et resultat av hageutkast. Fyllingene som er registrert flest fremmedarter på, henger ikke direkte sammen med tetthet av befolkning.



Figur 8: Sammenheng mellom husstander og antall fremmedarter registrert på fyllingene



### 6.3 Fana kirke

#### **Flybildetolkning:**

Fyllingen er i Fana, og registrert som en lovlig fylling. Den er etablert i tettbebygd strøk, som består av boliger, skole, kirke og parkområde. Skogen ved fyllingen er trolig etablert på 1970-tallet, og området rundt er tidligere landbruksområder. Etter 2005 er det ikke registrert store endringer i området. Det har skjedd en utbygging av boliger nordvest for fyllingen. I etterkant har den største endringen vært utbyggingen av rundkjøringen i 2017. Ved Fana kulturpark har det eksistert skog siden 1950-tallet. Parkarealet er omgjort fra jordbruksareal til parkareal opparbeidet på 1990-tallet, med beplantning og gressplen.

#### **Dokumentanalyse:**

Ved søk i artsobservasjoner er det ikke registrert fremmedarter på fyllingen. Det er registrert forekomster av bulkemispel i Fana kulturpark. I dokumenter hentet fra kommunens planarkiv kom det fram at det i høringsuttalelsen fra Grønn etat ble lagt fram et ønske om kartlegging av sjeldne og skadelige plantearter. I forkant av kartleggingen ble det foretatt søk i databaser, som viser til funn av kun bulkemispel i området. Kartleggingen, som ble foretatt på vinteren, konkluderte med at det ikke er registrert fremmede arter innenfor området. Det var ønskelig med en ny kartlegging i vekstsesongen, basert på uheldig tidspunkt, for å oppfylle kravet. Det ble ikke funnet dokumentasjon på om dette ble gjennomført.

#### **Vegetasjonskartlegging:**

Fyllingen besto av skogsnelle, hestehov, geitrams, skvallerkål, høymol, lyssiv, rød- og hvitkløver og bringebær. Små individer av platanlønn på 5-10 cm høye, ble registrert over store deler av fyllingen og blomsterbedene innenfor feltområdet. Ved fyllingen var det et lite område løvskog dominert av bjørk, rogn, gråor, hegg og platanlønn. Busker av bulkemispel på rundt 1-2 meters høyde ble registrert et par steder i skogen. Vest for skogområdet ble det registrert en lang stripe med skrotemark. I overgangen mellom skrotemarken og løvskogen ble det registrert 1-2 meter høye og stedvis tette forekomster av parkslirekne. Øst for fyllingen ligger Fana kulturpark, med innslag av store gamle prydrær, blant annet platanlønn. Gjennom Fana kulturpark renner Fana elven, som skiller parkarealet og løvskogen. I skogen ble det registrert store eik, osp, hassel, ask, svartor, platanlønn og gran i toppsjiktet. Busksjiktet var svært tett bevokst av små individer av platanlønn, hassel og bregner. Langs stiene i skogen finnes kystbjørnekjeks, bringebær og marikåpe. Blant disse ble det registrert 1-2 meter høye individer

av rødhyll og bulkemispel. Nordøst i skogen mellom hovedveien og parkområdet ble det registrert en bratt skråning med 0,5-1 meter høye individer av parkslirekne. Arten var ikke dominerende, men dannet et nytt busksjikt under toppsjiktet. Jordmassene i skråningen var svært ustabile, og i bunnen lå det store mengder hageavfall. To 0,5 meter høye individer av parkslirekne ble også registrert sør i feltområdet, ved elvebredden.



Figur 9: Fana kirke felt

## 6.4 Grimseidvegen

### Flybildetolkning:

Feltet er lokalisert i Fana, ved Grimseidvatnet. Villfyllingen er plassert i et område som har vært brukt til jordbruksarealer tilbake til 1950-tallet. I tidsrommet mellom 2005-2008 er området påfylt masser, som gir en pekepinn på når villfyllingen oppsto. I etterkant er ikke området blitt gjort noe med siden det ble lagt brakk. Som et resultat av dette kan man tydelig se at i perioden fra 2008 til 2013 er det begynt å etablere seg trær på villfyllingen. Det er registrert små hauger med stein og jordmasser innenfor området, som trolig er blitt tilført i etterkant.

### Dokumentanalyse:

I rapporten til BIR er området registrert som nedlagt villfylling. Mesteparten av terrenget er flatt, med noen stein- og jordhauger. Det er registrert forholdsvis rene masser på deponiet

(Nieznalski, 2014). Ved søk i tilgjengelige databaser var det ikke registrert fremmedarter innenfor feltområdet. I kommunens planarkiv er villfyllingen i utgangspunktet godkjent av kommunen. Den ble registrert som villfylling basert på tilførsel av masser uten tillatelse fra kommunen, men er blitt godkjent i etterkant på ulike grunnlag. Bakgrunnen for utfyllingen var å bedre jordbruksarealet, ettersom området ble beskrevet som vass-sjukt. Under saksbehandlingen vurderte grønn etat det som vanskelig å kontrollere innholdet i tilkjørte masser som kan ha uheldig konsekvenser for omkringliggende natur. Det kommer ikke fram om dette også gjelder spredning av fremmedarter. Det ble besluttet at området ikke var mulig å tilbakeføre slik det var før, slik at den beste løsningen er å godkjenne fyllingen.

### **Vegetasjonskartlegging:**

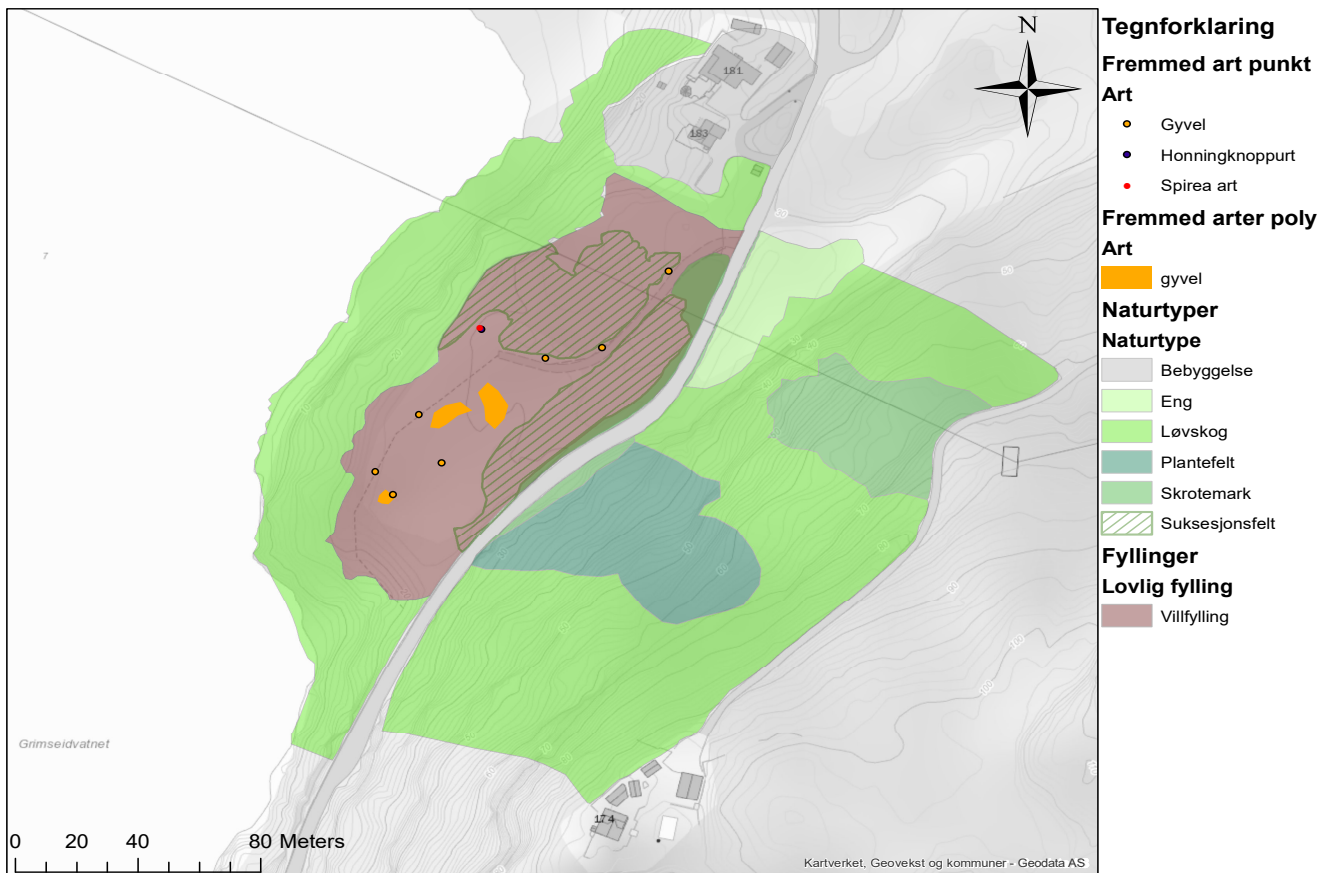
Jordsmonnet var skrint, med mye grus og stein. I utkanten av fyllingen vokste geitrams og skvallerkål. Det ble funnet revebjelle, små individer av bjørk og furu spredt på hele fyllingen. Også arter som lyssiv, tiriltunge, bringebær, hestehov, marikåpe. De største trærne på fyllingen



Figur 10: *Spirea*, *gyvel* og *honningknoppurt* funnet i felt

var svartor, samt en klynge med selje langs veien. Det ble registrert hauger med dødt materiale av trær og busker på fyllingen. Gyvel, spirea og honningknoppurt ble registrert som vist på figur 11. Den mest dominerende var arten gyvel, med 2 meter høye individer sentrert på fyllingen, og mindre individer på mellom 0,5-1 meter høye spredt jevnt utover. Punktene som er registrert i kartet er små individer av gyvel i klynger på 5-6 stykker. Spirea og honningknoppurt var kun to små individer, uten betydelig areal. Hele fyllingen er omringet av ung og tett løvskog. Mellom Grimseidvatnet og vest for villfyllingen finner man løvskog i en bratt skråning dominert av hassel, bjørk og svartor. Feltsjiktet besto av stornesle, ormetelg, gjøkysyre og fugletelg. Øst for fyllingen, finner man også løvskog av hassel, eik, bjørk og ask. Feltsjiktet besto av blåbærlyng, tepperot og etasjemose. I løvskogen ble det registrert et område med granplantefelt, med små platanlønn, hassel og rogn i feltsjiktet. Samt gjøkysyre, ormetelg og fugletelg i bunnsjiktet. Litt nord for plantefeltet, ble det registrert et hogstfelt i forbindelse med høyspentmaster. Det ble registrert ung bjørk, rogn og noe hassel. I feltsjiktet ble det

registrert geitrams, lyssiv og tistel. I øst er det registrert eng med kveke, mjødurt og engkvein som er typiske suksesjonsarter. Skrotemarken er registrert som skrotemark med innehold veitistel, geitrams og bringebær.



Figur 11: Grimseid felt

## 6.5 Kalandsneset

### Flybildetolkning:

Ved å undersøke flyfoto kommer det fram at fyllingen er gammel, den har eksistert siden 2005 eller tidligere. Opprinnelig kan man se at nord for fyllingen er en del av fyllingen. Denne er i senere år blitt omgjort til jordbruksareal. Det har vært aktivitet på fyllingen fram til 2016, men etter dette er det mer usikkert, ettersom det ikke eksisterer flyfoto. Hele området har siden 1950-tallet vært et jordbruksområde. Området har gått i fra å være helt fritt for vegetasjon i 2008/09 til at kantene gradvis blir bevokst av trær og annen vegetasjon. Vest for fyllingen finner man et område granplantefelt som i 2009 ble hogget og lagt bart. Vegetasjonen har i etterkant etablert seg, ettersom forholdene endres.

**Dokumentanalyse:**

I rapporten til BIR er feltområdet registrert som en aktiv villfylling. Det bekreftes at området nord for fyllingen var i bruk før det ble omgjort til jordbruksareal. I rapporten beskrives fyllingen ved at det ligger hauger av jord, stein, takstein og betongelementer på overflaten. Bekken som går langs fyllingen er beskrevet som rustfarget. Etter søk i databaser var det ikke registrert fremmedarter i nærheten av villfyllingen. Vest for fyllingen er Kalandsvika naturreservat. Det er registrert som det rikeste våtmarksområdet i Bergen, hvilket betyr det har stor forvaltningsverdi. I kommunens arkiv er området godkjent for utbedring av jordbruksareal, men massene som er tilført er mye større i omfang enn tillatelsen som ble gitt. I dokumentene fra kommunens siste befarings i 2013 var det ikke nevnt om det ble registrert fremmedarter på villfyllingen eller om hensynet til fremmedarter var aktuelt.

**Vegetasjonskartlegging:**

Jordsmonnet på store deler av villfyllingen var skrint, med mye grus og stein. Resten av fyllingen besto av hauger med jord og stein, samt hauger av takstein og betongelementer. Delen av fyllingen med skrint jordsmonn besto av løvetann, rødkløver og groblad. I utkanten ble det registrert geitrams, hestehov, bringebær, høymol, prikkperikum, brennesle, skogsnelle, tiriltunge og marikåpe. Langs ytterkanten vest på fyllingen var det etablert unge individer av gråor, svartor, bjørk og selje i toppsjiktet og feltsjiktet var dominert av kystbjørnekjeks. Det renner en mindre bekk sør og vest for fyllingen, som ender ved Ertesvågen, i Kalandsvatnet. Langs bekken ble det registrert en svært tett og dominerende forekomst av parkslirekne. Arten ble ikke registrert inn i løvskogen. Området besto av svartor og gråor, ask og hegg. Små individer av platanlønn, sammen med skogsnelle og bregner var å finne i feltsjiktet. Jordsmonnet var svært bløtt med tuer av gress, mold og sand. Andre fremmedarter registrert var hagelupin, fagerfredløs, rynkerose og skogskjegg. Hagelupin, fagerfredløs og skogskjegg ble funnet i sammenheng med jordhaugene på fyllingen. Hagelupin ble registrert innenfor et område hvor det ble det telt rundt 100 individer. Den ble ikke registrert andre steder på fyllingen. Fagerfredløs ble registrert to i områder på fyllingen, men var ikke dominerende, og vokste sammen med brennesle og skogsnelle. Av skogskjegg ble det kun registrert ett individ. Øst for villfyllingen ble det registrert et hogstfelt, hvor det var tydelige tegn til suksesjon. Artene registrert her var einstape, geitrams, platanlønn, bringebær, ormetelg og yngre individer av selje, bjørk, svartor, sitkagran og platanlønn. I overgangen mellom veiskråningen og løvskogen ble det registrert en tett forekomst med rynkerose, som ikke viste tegn til spredning inn i skogområdet.





Figur 12: Kalandsneset felt

## 6.6 Såtemyrane godkjent fylling

### Flybildetolkning:

Feltområdet har siden 1980 tallet gått gjennom store endringer fra å være skog- og landbruksområder til næringsområde og bebygd boligområde. Ved å undersøke flyfoto ser man at området tidligere har vært myrområder og blandingsskog. Deler av fyllingen overlapper med en villfylling som er registrert rett ved siden av. Den største endringen i området etter 2005 er utbyggingen av bybanen, samt villfyllingen sør for fyllingen. Denne vil bli beskrevet senere. Ut fra flyfoto tydet det på at utbyggingen av bybanen startet i 2014. Etter endt anleggsperiode er området fylt på med masser, planert ut og beplantet med prydbusker. Ved undersøkelse av flyfoto er det tegn til suksesjon i overgangen mot skog, sør for fyllingen.

**Dokumentanalyse:**

Fyllingen har oppstått i forbindelse med utbygging av bybane til Flesland. Området er beskrevet som anleggs- og riggområde, hvor dette omfatter lagring av masser. I de felles rekkefølgebestemmelsene for prosjektet er det et krav på dokumentasjon av deponering av eventuelle overskuddsmasser. Dokumentasjonen skal vise til blant annet massespesifikasjon og vurdere faren for forurensning og eventuelle avbøtende tiltak. Faren for spredning av fremmedarter ved håndtering av masser nevnes ikke spesifikt i forbindelse med utbyggingen. Ved endt anleggsarbeid stilles det krav til at området skal i størst mulig grad skal tilbakeføres til sitt opprinnelige arealformål. Det er ikke klart å dokumentere hvor jordmassene er kommet fra, eller om det er gjenbruk av masser. Det er utarbeidet to rapporter som tar for seg det biologiske mangfoldet i området – en fra 2011 og en fra 2018. Rapporten fra 2011 kartlegger Såtemyrane som sårbar naturtype, men uten funn av fremmede arter. I rapporten fra 2018 er det registrert sitkagran, vestamerikansk hemlokk, bulkemispel, gyvel og hyll-art innenfor området. Det nevnes spesifikt i slutten av rapporten at gjenbruk av stedegne masser er viktig for å unngå, eller redusere risikoen for spredning av fremmedarter. Ved søk i databaser viser det ikke til funn av fremmedarter innenfor feltområdet.

**Vegetasjonskartlegging:**

På fyllingen ble hvitkløver, rødkløver, høymol, tistler, hestehov, tiriltunge, revebjelle, fuglevikke og lyssiv kartlagt jevnt fordelt på fyllingen. Jordmassene ser ut å komme fra skog og inneholdt, røtter, kvister og stein. Av fremmedarter ble det observert hagelupin, parkslirekne og gyvel. Artene hadde en jevn fordeling over hele fyllingen. Det ble registrert to store og tette forekomster av parkslirekne i sør, i området som overlapper med villfyllingen. Parkslirekne var varierende høyde på, fra 0,5 m til 1,5m. Gyvel var den mest tallrike fremmede arten på fyllingen (se figur 13). Alle individene av gyvel var av samme størrelse, rundt 1 meter. Hagelupin hadde minst utbredelse, men forekommer jevnt spredt på fyllingen. Myrområdet sør for fyllingen er Såtemyrane. Myren var dominert av tuer av gress, med svært vått jordsmonn. I overgangen mot løvskogen dominerte furu og bjørk, sammen med røsslyng, blåbær, krekling, myrull og pors. Løvskogen var dominert av bjørk, rogn og små eik. Feltsjiktet var dominert av gress, blåbær, blokkebær og bregner. Små bjørketrær ble observert tett i tett i overgangen mellom løvskogen og fyllingen, som tyder på tegn til suksessjon. Nord for Såtemyrane er det registrert et område med dyrket mark, hvor kystbjørnekjeks hadde etablert seg. Øst for fyllingen finner man et område med blandingsskog som var dominert av bjørk, furu og noe gran. Sør for blandingsskogen går et område registrert som skrotemark på begge sider av bybane sporet. Det



var ikke mulig å undersøke nærmere om det var fremmedarter i området, på grunn av gjerde rundt bybane sporet. Observert fra avstand kunne det ikke registreres fremmedarter i området.



Figur 13: Gyvel funnet i store mengder på Såtemyrane godkjent fylling

## 6.7 Såtemyrane villfylling

### **Flybildetolkning:**

Nord for villfyllingen ligger Såtemyrane, mens i sør og vest finner man skog. Øst for fyllingen finner man boligområder, lite plantefelt av gran og næringsområde. Villfyllingen er ikke aktiv per dags dato. Ved å undersøke flyfoto fra Google Earth kan man se at fyllingen har vært aktiv siden 2003. Flyfoto tidligere enn dette er ikke tilgjengelig, eller gir ikke tilstrekkelig informasjon. Det tyder på tidligere stor aktivitet på fyllingen ved undersøkelse av flyfoto. Nyeste flyfoto viser at nord på villfyllingen består av et stort planert grusområde, og i sør er det tilført jordmasser. Det er store områder som er blitt tilført eller fjernet masser i fra, er i etterkant blitt bevokst av vegetasjon. Terrenget rundt grusområdet består av hauger av jordmasser tilvokst av vegetasjon og trær. Endringer som har skjedd nord i området er i sammenheng med utbyggingen av bybanen, hvor de to områdene overlapper hverandre. Etter 2009 er det tegn til suksessjon på fyllingen, hvor trær etableres nord på fyllingen.

### **Dokumentanalyse:**

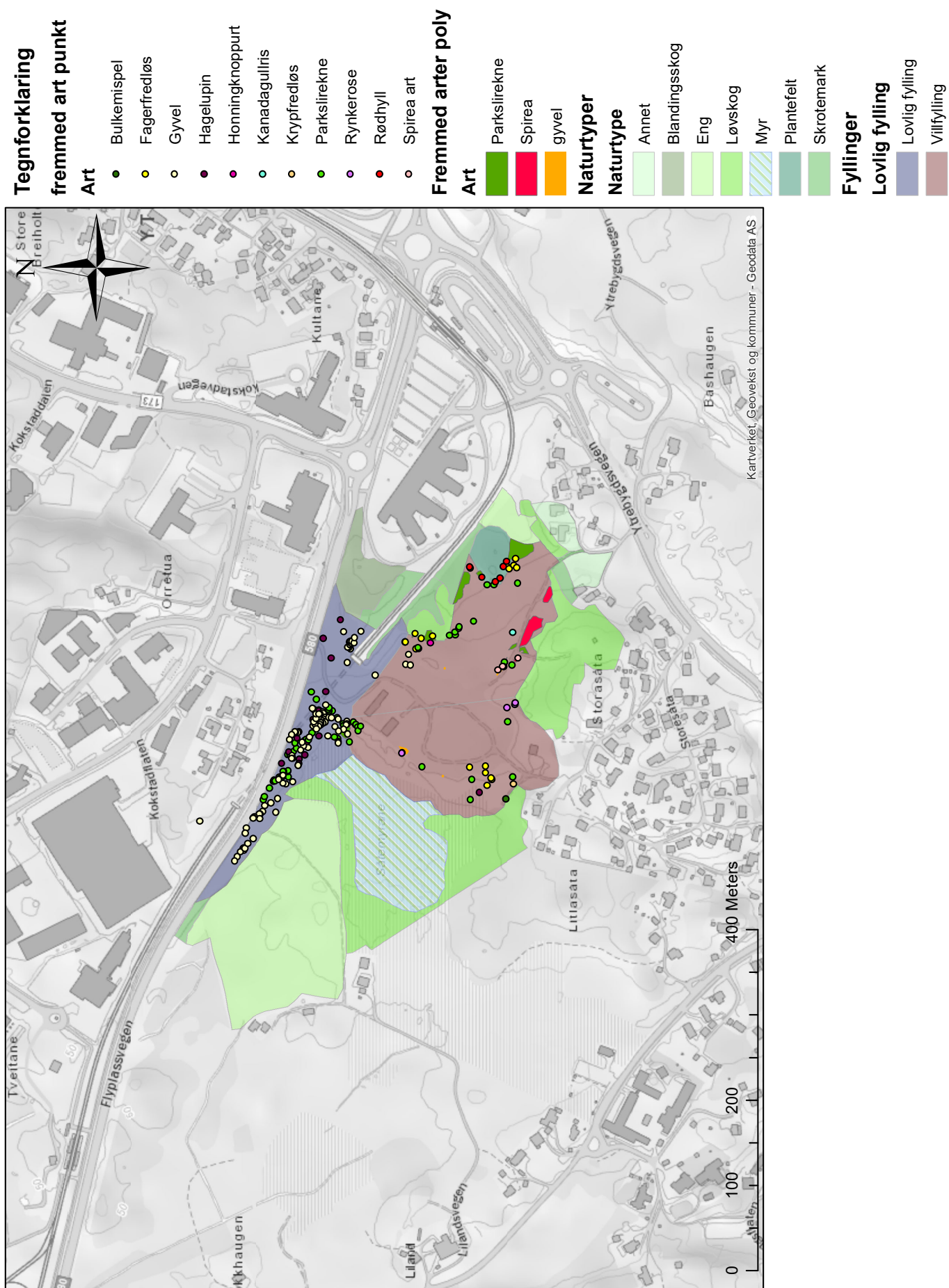
Etter søk i databaser er det ikke registrert fremmedarter i området. Villfyllingen er i rapporten til BIR omtalt som nedlagt fylling med gressdekte hauger av ukjent materiale. Den er beskrevet til å inneholde rene masser, samt en del av terrenget er brukt som NCC sin lagringsplass. På flyfoto kan man tydelig se aktivitet i dette tidsrommet utbyggingen foregikk. Etter søk i kommunens arkiv finner man kun dokumenter på utbyggingen av bybanen, ettersom det er på samme eiendom. Dette betyr at området er i kommunedelplanen omgjort til fremtidig sentrumsformål. De samme rapportene gjelder for dette området som den lovlige fyllingen.

### **Vegetasjonskartlegging:**

På store deler av fyllingen ble artene hestehov, skogsnelle, revebjelle, tistel, lyssiv, skvallerkål, geitrams, høymol og bringebær registrert. Bjørketrær og selje var i etableringsfasen jevnt over deler av fyllingen. Området som er brukt i forbindelse med utbygging er bestående av hardpakket grus og stein (se figur 14). Artene som ble funnet her var hestehov, groblad og løvetann. På resten av fyllingen besto massene av jord med mye innhold av stein. I området rundt grusplassen ble det registrert gyvel, fagerfredløs, krypfredløs, hagelupin, parkslirekne, bulkemispel og rynkerose. Fremmedartene var ikke blitt dominerende i området, og forekom kun i små klynger. Ingen av artene var funnet spredt videre mot Såtemyrane eller løvskogen. I nord mot Såtemyrane ble det registrert skog med innslag av bjørk, furu, pors, skogsnelle og kystbjørnekjeks før det gikk over myrareal med furu, bjørk, røsslyng og gresstuster. I vest og øst for fyllingen ble det registrert løvskog som besto av bjørk, selje og rogn. På øst siden ble også et lite område med to gran plantefelt registrert. Langs utkanten av plantefeltet og skogen ble det funnet rødhyll, parkslirekne, platanlønn, honningknoppurt og fagerfredløs. Alle artene ble funnet i overgangen mellom fyllingen og skogen, og ingen tegn til spredning inn i skogen. Parkslirekne ble registrert i tre store forekomster som ved undersøkelse av flyfoto viser tydelige tegn til spredning, men ikke inn i skogområdet. Parkslirekne virker å være etablert mellom 2009-2013. Horisontal spredning er registrert til 4 meter. Etter 2014 kan det ikke dokumenteres økning i omfang. Sør på fyllingen ble det registrert en traktorvei/anleggsvei. Langs veien ble gyvel, parkslirekne, kanadagullris og spirea registrert. Parkslirekne ble registrert i to store forekomster, med svært tette og høye bestander. Sør for veien ble et stort område med spirea registrert. Det ble kun registrert ett individ av kanadagullris. Fremmedartene er mulig å observere på eldre flyfoto. I fra 2014 er det kun parkslirekne som kan observeres, mens på nyere flyfoto kan man registrere gyvel og spirea.



*Figur 14: Såtemyrane villfylling, med funn av spirea og parkslirekne*



Figur 15: Sätemyrane godkjent fylling og villfylling



## 6.8 Espelandsvegen

### **Flybildetolkning:**

Fyllingen ligger i et område som tidligere har blitt brukt til jordbruksareal. Etter 1980 har det skjedd store forandringer i området, nord for fyllingen. Det er blitt etablert næringsbygg, flyplass og boliger. Skogen i området er etablert etter 1980-tallet, det er kun et par trær som har stått der lenger. Området i øst og sørvest for fyllingen er yngre skog, ettersom på flyfoto fra 2005 viser at området er uten vegetasjon. Senere i 2009 er omtrent samme område øst på fyllingen tilført masser. Nord for fyllingen er Vestratjørna, et våtmarksområde. På flyfoto er det her også tydelige tegn til suksisjon rundt tjernet, ettersom arealet har krympet. Ut fra flyfoto kan det observeres aktivitet på fyllingen fram til 2016. Området virker å være lagningsplass for diverse utstyr og gjenstander. Fra hovedveien og gjennom fyllingen går det en etablert traktorvei, som sannsynlig er etablert før fyllingen oppsto. Sør for fyllingen er jordbruksareal.

### **Dokumentanalyse:**

Av fremmede arter er det registrert krypfredløs, parkslirekne, mongolspringfrø, bulkemispel og platanlønn. Det er ikke oppgitt nøyaktig plassering på artene, men de er registrert i nærhet av fyllingen. I kommunens naturtype kartlegging rapport er Vestratjørn registrert som viktig viltområde, samt det er registrert hul eik. I rapporten til BIR er fyllingen beskrevet som hauger bevoskt av planter, lagringsplass for utstyr og betong- og metall, samt forsøpling langs adkomstvei (se figur 16). Etter nyeste rapport fra 2017 er ikke fyllingen registrert som aktiv. Det ble ikke funnet dokumenter i kommunens arkiv tilknyttet eiendommen, som kan si noe om aktiviteten på fyllingen.

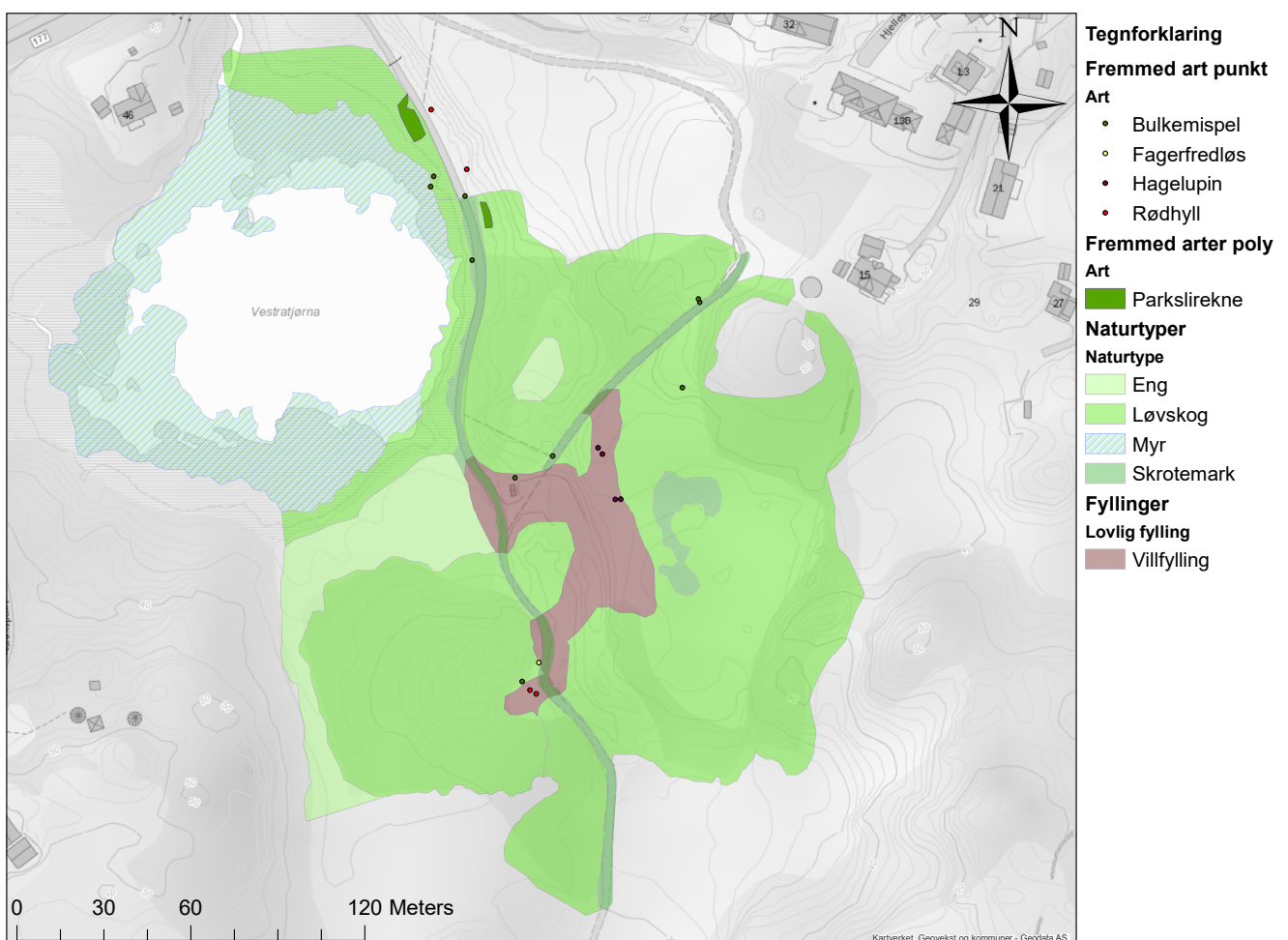


Figur 16: Bilder fra fyllingen ved Espelandsvegen

### **Vegetasjonskartlegging:**

På fyllingen ble det registrert rødkløver, kystbjørnekjeks, prikkperikum, hestehov, tiriltunge, groblad og unge individer av bjørk. Det ble registrert betong- og metall elementer, maskiner, veiskilt, og forsøpling langs tilkomstveien. Området øst på fyllingen ble det registrert tilførte masser av jord og stein, som var bevoskt av bringebær, skvallerkål, skogsnelle og bregner. Øst

for fyllingen ble det registrert et område som ut fra flyfoto er gjengrodd med bjørk, med tuer av gress og et vått jordsmonn. Nord for fyllingen ble det registrert et tjern med våtmarksområde dominert av flaskestarr, og med tilhørende sumpskog bestående av gråor og svartor. Fyllingen er omringet av relativt ung skog. Skogen er registrert som løvskog og var dominert av bjørk, hassel, selje og små platanlønn. Feltsjiktet var dominert av blåbær, fugletelg, skogsnelle og stornesle. Det var et par eldre trær i området, blant annet eik. Vest for fyllingen ble det registrert en eng som er i en gjengroingsfase med geitrams, bringebær og skogsnelle. Tilkomstveien mot fyllingen besto av mjødukt, bringebær og kystbjørnekjeks. Det ble registrert parkslirekne, rødhyll og bulkemispel langs traktorveien. Parkslirekne ble registrert i to 2 meter høye og tette forekomster, hvor den ene vokste ned mot våtmarksområdet (se figur 16). Innenfor området hvor parkslirekne vokste var den dominerende. Området i øst ble det funnet hagelupin, fagerfredløs, bulkemispel og rødhyll på områdene som ut fra flyfoto er tilførte masser. Ingen av artene var blitt dominerende og vokste i små klynger.



Figur 17: Espelandsvegen felt

## 6.9 Skagevegen

### **Flybildetolkning:**

Feltområdet er lokalisert langs Flyplassvegen. Området ligger i et landbruksområde, med etablerte turstier og golfbane i nærheten. Området er innenfor kommunen registrert som LNF område. Fyllingen er etablert i 2008, og har blitt tilført stein- og grusmasser, som i etterkant er blitt fylt på med jordmasser. Området er blitt tilført jordmasser regelmessig, og i senere tid blitt planert ut. Ved å undersøke flyfoto fyllingen har vært aktiv fram til 2016. Sør for feltområdet var på flyfoto i 2005 uten vegetasjon, som viser tegn til suksesjon i nærområdet.

### **Dokumentanalyse:**

I rapporten til BIR er området beskrevet som et nedlagt deponi bevokst av gress og busker, samt at det ble registrert asfaltrester, metall og tegl. I kommunens arkiv var området regulert til et midlertidig steinbrudd, som etter tre år skulle omgjøres til landbruksområde. Det ble søkt om forlenget frist, men dette ble ikke innvilget. Rapporten til BIR viser til at masser ble deponert uten tilsyn på fyllingen. Etter søk i databaser er det ikke registrert fremmedarter innenfor feltområdet.

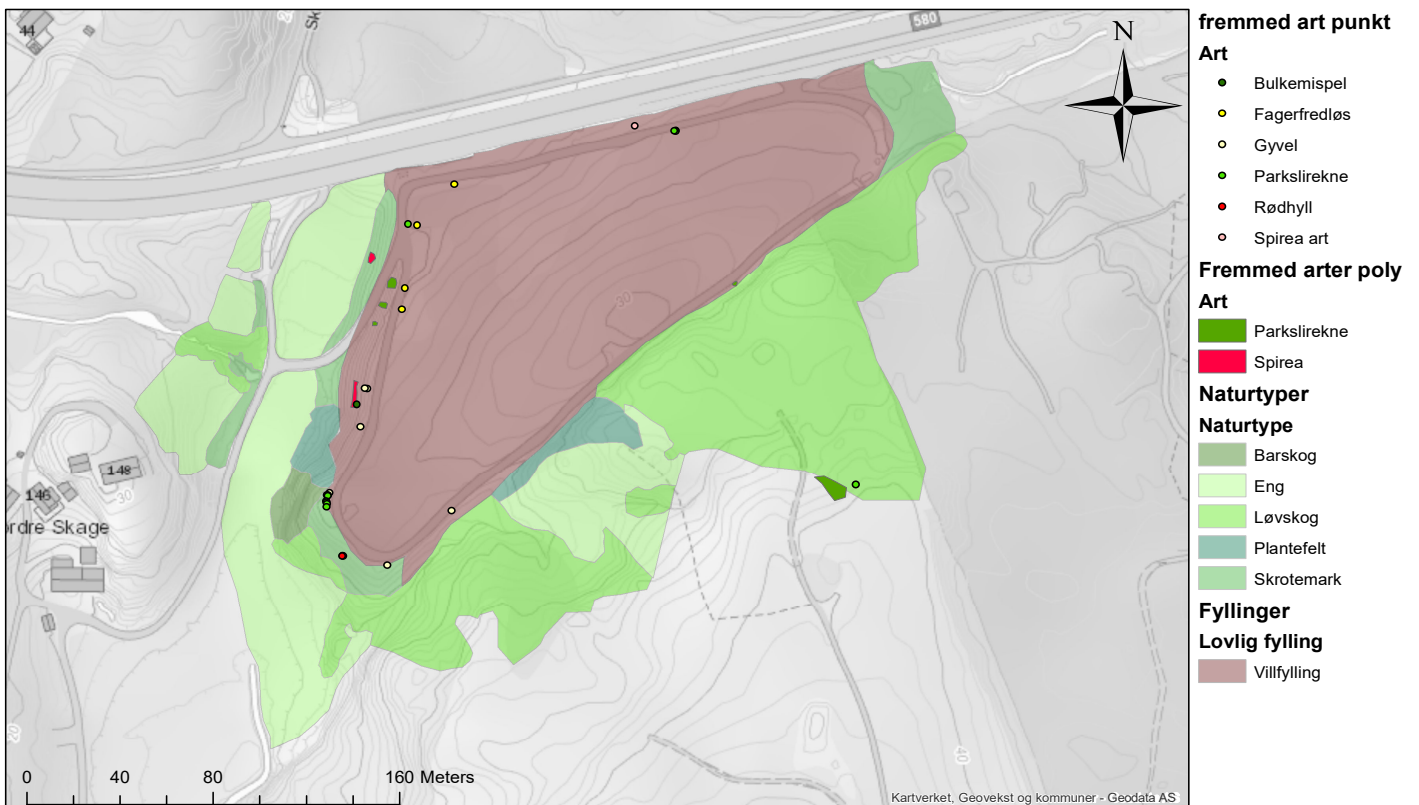
### **Vegetasjonskartlegging:**

På fyllingen ble kløver, lyssiv, balderbrå, forglemmegei og hønsegras registrert. Jordmassene besto av jord, stein og med spor av murstein. Fyllingen hadde et tydelig skille, hvor lyssiv var dominerende på ene siden av fyllingen (se figur 19). I utkanten finner man en etablert traktorvei rundt fyllingen. Sør for fyllingen ble det registrert et mindre område granplantefelt, omringet av løvskog. Arter som ble registret i områdene kartlagt som løvskogen var bjørk, gråor, rogn, platanlønn og noe furu. Det var tydelige tegn til at området var brukt som beite for storfe, ettersom tråkk var registrert. Ved undersøkelser av flyfoto forekommer det også en suksesjon i området, hvor ung bjørk ble registrert i skogen. Øst for fyllingen ble det registrert golfbane, samt et mindre område med skrotemark. Skrotemarken var dominert av bringebær og geitrams. Vest for fyllingen ble det registrert fulldyrket mark i bunn av



Figur 18: Lyssiv dominerte på fyllingen og parkslirekne funnet i utkanten av fyllingen.

fyllingen. I skråningen opp mot fyllingen ble det registrert skrotemark, med mindre områder av plantefelt, barskog og løvskog. Det ble registrert geitrams, bringebær, åkervindel og hestehov. Av fremmedarter ble det registrert størst tetthet vest på fyllingen, hvor blant annet fagerfredløs vokste i små tette klynger. Forekomsten av spirea vokste i tette busker ved skråningen, samt et par mindre spredte individer. Parkslirekne ble registret på ulike deler av fyllingen, med ulik størrelse på forekomstene. De største forekomstene var 1,5-2 meter høye og tette, og de miste var rundt 0,5 m. Rødhyll og bulkemispel ble registrert på fyllingen ved små individer. Individer på 1-1,5 m av gyvel ble registrert vest på fyllingen langs grusveien. Et sted ble det registrert en stor klynge med parkslirekne i utkanten av løvskogen i sør. Det lå knekte stengler av parkslirekne spredt rundt klyngen av levende individer. Fremmedartene ble ikke registrert utenfor fyllingen, med unntak av parkslirekne på beite.



Figur 19: Skagevegen felt

## 6.10 Hjortlandsveien

### Flybildetolkning:

Fyllingen ligger plassert i et område hvor det har vært lite endringer siden 1970 tallet. Ved hjelp av flyfoto kan det slås fast at fyllingen har vært tatt i bruk i 2008. Det er observert aktivitet på fyllingen mellom 2008-2016. Etter 2013 var det mest aktivitet nord på fyllingen, som er brukt



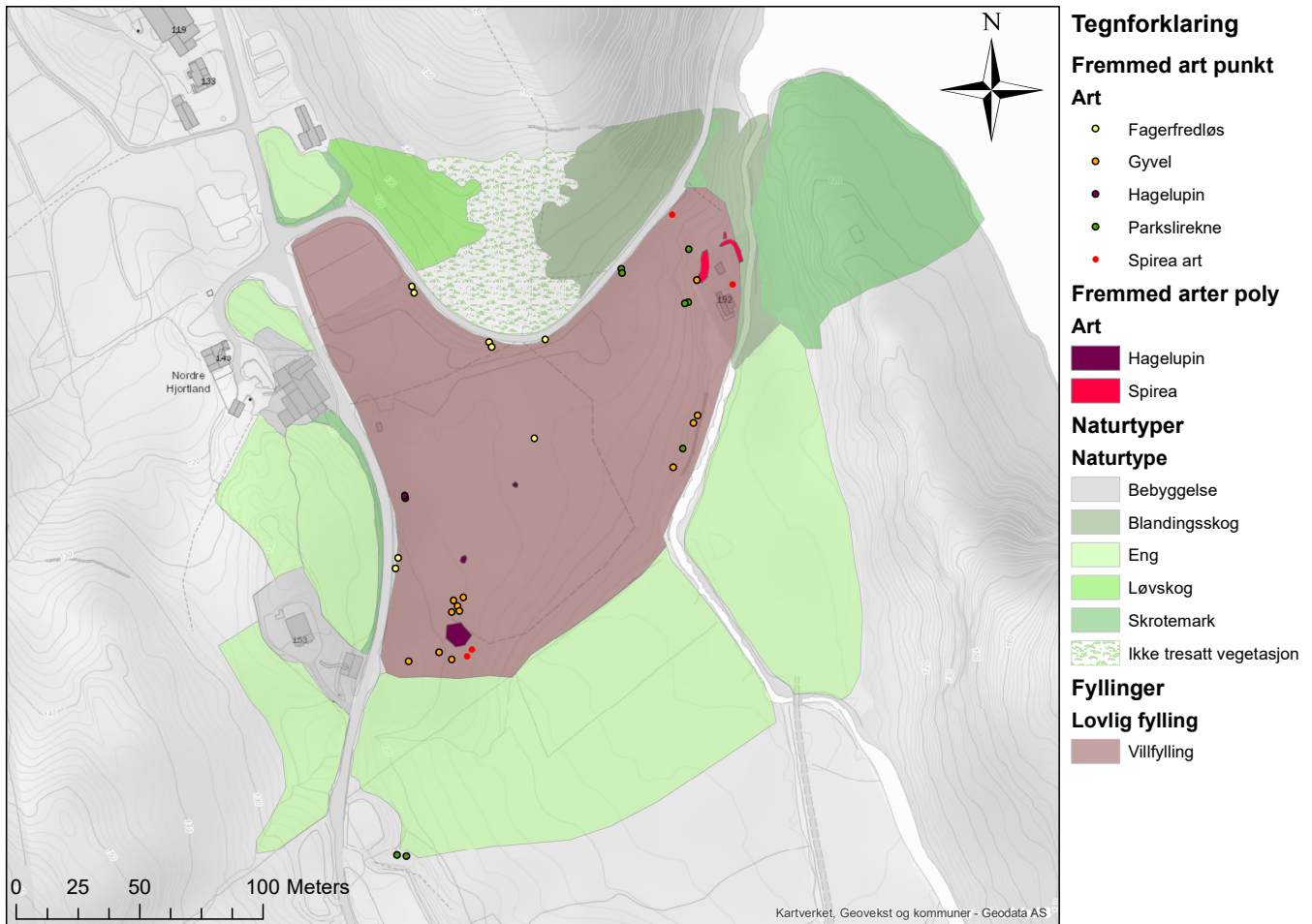
som lagringsplass for utstyr og containere. Langs grensen i nord er det lagringsplass for jord- og steinmasser Undersøkelse av skannede høydedata bekrefter aktiviteten i området fra 2011-2015, og viser at området er blitt planert ut. Området har tidligere vært jordbruksareal. Områdene rundt fyllingen er jordbruksområder som er i regelmessig hevd. Øst for fyllingen er et område som er blitt hugget i 2014. Nord for fyllingen kommer det tydelig fram på flyfoto at det foregår sekundær suksesjon.

#### **Dokumentanalyse:**

Fyllingen er i kommunens arkiv registrert som søknad om heving av terrenget. Søknaden fikk avslag om terrengheving, hvorpå det i neste omgang ble søkt om bakkeplanering. Til tross for avslaget om terrengheving er det utført arbeid i området. I BIR sin rapport er fyllingen registrert som villfylling. Deler av fyllingen beskrevet som bakkeplanering, med lagringsplass for jordmasser, gummimatter, dekk, plastrør og containere i nord. Det er ikke registrert fremmedarter i området ved søk i databaser.

#### **Vegetasjonskartlegging:**

På fyllingen ble det registrert fuglevikke, kveke, høymol, geitrams, hestehov, bringebær, lyssiv og åkervindel. Av fremmedarter ble det registrert en stor bestand med hagelupin, samt individer utenom klyngen. Gyvel, parkslirekne, spirea og fagerfredløs ble også registrert. Ingen av artene var dominerende på fyllingen, og ikke spredt utenfor. I utkanten av fyllingen ble det registrert en falleferdig hytte. Rundt hytten ble det registrert spirea, parkslirekne og gyvel. Spirea dannet to tette bestander ned mot bekken og med noen enkelte individer. Parkslirekne og gyvel var små, og ikke dominerende. Sør og øst for fyllingen ble det registrert store områder med fulldyrket jord. Vest for fyllingen ble det registrert områder med fulldyrket jord og beite for sau og hest. I nord for ble det registrert løvskog med bjørk, selje og rogn, og en blandingsskog med furu og bjørk, einer og einstape. Mellom løvskogen og blandingsskogen ble et område uten toppsjikt registrert, men hvor det var tydelige tegn til suksesjon ved undersøkelse av flyfoto.



Figur 20: Hjordlandsveien felt

## 6.11 Sandeidet Fyllingsdalen

### Flybildetolkning:

Feltområdet er en del av prosjektet ved utbyggingen av Knappetunnelen mellom Bergen Vest og Flesland. Feltområdet ligger i nærheten av et tettbebygd boligstrøk og grøntstruktur. Øst for fyllingen er skog med etablert skogsvei til en hundegård. Undersøkelser av tilgjengelige flyfoto viser at det har skjedd store forandringer innenfor feltområdet. På 1970-tallet ble det etablert boliger i området. I perioden fram til 2003, har deler av Sælenvannet blitt fylt i tilknytning til utbedring av vei. I nyere tid har området blitt ytterligere fylt ut masser, for å bedre gang- og sykkelsti langs vannet. I 2008 begynte arbeidet lengst sør, mens i 2013 ble området rundt tunellåpningen påbegynt. Feltområdet er i etterkant av byggingen av ringveg Vest blitt fylt på med jordmasser, og blitt etablert grøntstruktur.

### Dokumentanalyse:

Innenfor fyllingen er det ikke registrert fremmede karplanter. Det er registrert en forekomst av parkslirekne vest for fyllingen. Fyllingen er en del av et større prosjekt, ringveg Vest. Under

utbygging av tunnelen er feltområdet i anleggsperioden brukt til rigg- og driftsområde. Ved ferdigstilling av veianlegget skulle området omgjøres til friområde. Et av kravene ved utbygging av større prosjekter er utarbeidelse av miljøoppfølgingsprogram (MOP). Hensikten med MOP var å kartlegge massetransport og etterbehandling av massedeponier. Dette innebærer imidlertid ikke hensynet til fremmede arter, ved dekke av topp masser.

### **Vegetasjonskartlegging:**

I området som ligger vest for tunnelåpningen ble det registrert mjørdurt, geitrams, brennesle, lyssiv, høymol, åkervindel, bringebær og skogsnelle. Av fremmedarter ble det registrert spirea, bulkemispel, fagerfredløs og gyvel. Fremmedartene var mest dominerende på vest siden av tunnelåpningen. I samme område mot tunnelåpningen ble det registrert dumpet eldre og nytt hageavfall, som vist i figur 21. Øst for tunnelåpningen ble det registrert de samme stedegne artene. Parkslirekne, spirea og gyvel ble også registrert her av fremmedarter. Gyvel var den mest dominerende, og vokste i skråningen ned mot bilveien. Sør for rundkjøringene var det under feltarbeid utbedret gang- og sykkelsti langs vannet. Det var lagt på nye



*Figur 21: Hageutkast ved Sandeidet felt*

jordmasser, med spredte bestander av høymol, hønsegras og hestehov. Ingen tegn til fremmedarter. Langs grusveien ned mot hundegården ble det registrert fremmedarter. Dumping av hageavfall forekom også i området langs stien. Blant hageavfallet ble levende planter med parkslirekne, fagerfredløs og spirea registrert. Av kappet materiale av gyvel ble også funnet. Nede ved hundegården mot Sælenvannet ble det registrert spirea, bulkemispel og en tett bestand av hestekastanje i skråningen. I myrområdet ved Sælenvannet ble det registrert kjempespringfrø. Arten dekket et mindre område ved vannkanten, og den hadde dannet en tett bestand.



Figur 22: Sandeidet felt

## 6.12 Eikåstunnelen

### Flybildetolkning:

Fyllingen er lokalisert i Åsane, ved strekningen E39. Fyllingen er utenfor tettbebygde strøk, men med stor aktivitet i området i forbindelse med uttak av masser, datert tilbake hvert fall til 2005. I forbindelse med utbyggingen av Eikåstunnelen er området blitt tilført jordmasser. Området ble ferdigstilt i 2016. Parkslirekne kan registreres ved undersøkelse av flyfoto tilbake til 2009. Områdene stemmer overens med observasjonene gjort i felt. Ved undersøkelse av nyere flyfoto fra 2017/18 ser man tydelig parkslirekne som er etablert på store deler av fyllingen.

### Dokumentanalyse:

I forbindelse med prosjektet var det utarbeidet et miljøoppfølgingsprogram. Under temaet «deponier» blir det nevnt at deponiområdet skal dekket med egnede masser. Det stilles ikke krav til kvaliteten på jordmassene, når det gjelder innhold av fremmedarter. Det blir ved en anledning nevnt at massene kan inneholde fremmedarter, men ikke mer informasjon ut over dette. Ved søk i artsobservasjoner blir det ikke registrert fremmedarter innenfor feltområdet.

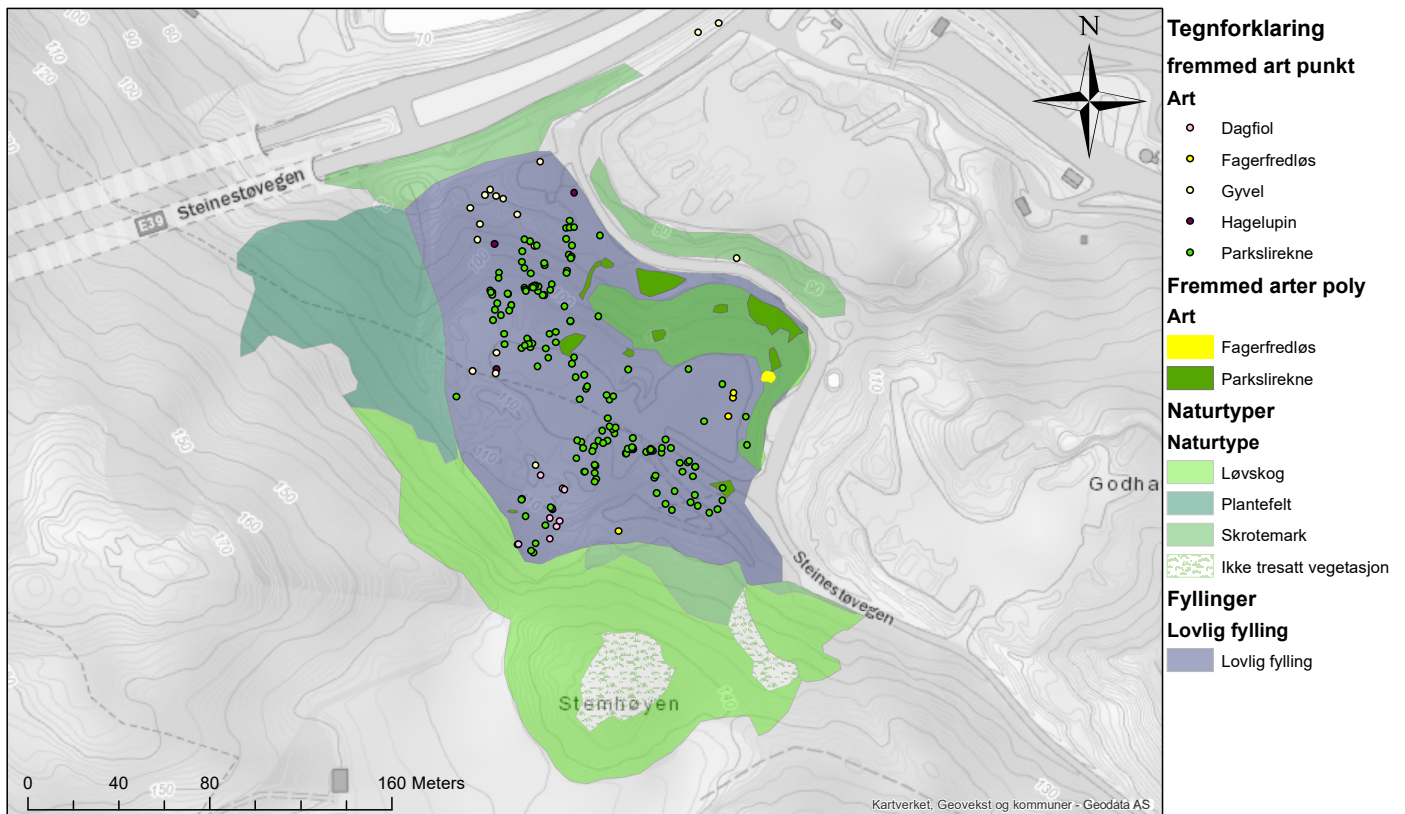




Figur 23: Funn av dagfiol og parkslirekne ved Eikås

### **Vegetasjonskartlegging:**

Jordmassene besto av en blanding av stein, kvister, røtter, jord og takstein. Området var bevokst av hestehov, revebjelle, rød- og hvitkløver, høymol, fuglevikke og tistler. I øst ble det kartlagt en skog dominert av selje. Skogen vokste i en brått skåning med svært løst jordsmonn. I skogen ble det registrert tette bestander av parkslirekne som dominerte, sammen med skvallerkål. Parkslirekne var ellers også utbredt på store deler av fyllingen, og ut fra flyfoto er det registrert stor aktivitet i området som kan påvirke utbredelsen til parkslirekne. Forekomstene av parkslirekne innenfor polygonene er 2-3 meter høye og svært tette (se figur 23). Parkslirekne som ble registret i skogen var mindre av størrelse, rundt 1 meter høye. Ved kartlegging av parkslirekne punkter er det ved hvert punkt mer enn ett individ innenfor punktet. For å illustrere tettheten ble det ved bruk av rutenett på 5x5 meter, foretatt fem tellinger innenfor hvert rutenett, på tilfeldige områder. Innenfor hver rute ble det i gjennomsnitt registrert 27 stengler av parkslirekne. Det ble også registrert fagerfredløs, dagfiol og gyvel, men i mindre grad. Alle forekom i mindre klynger, uten å være dominerende. I sør mot løvskogen ble det registrert et skrotemarksområde som ikke er berørt av fyllingen. Her begynte området å bli bevokst av bjørk og selje. Løvskogen i sør besto av bjørk, selje og gråor, med røsslyng, blokkebær og blåbærlyng i mer åpne områder uten toppsjikt. I vest ble det registrert et plantefelt av gran med bregner og gjøksyre i feltsjiktet. Fremmedartene var ikke registrert andre steder enn på fyllingen.



Figur 24: Eikås felt

### 6.13 Risnesvegen

#### **Flyfotoanalyse:**

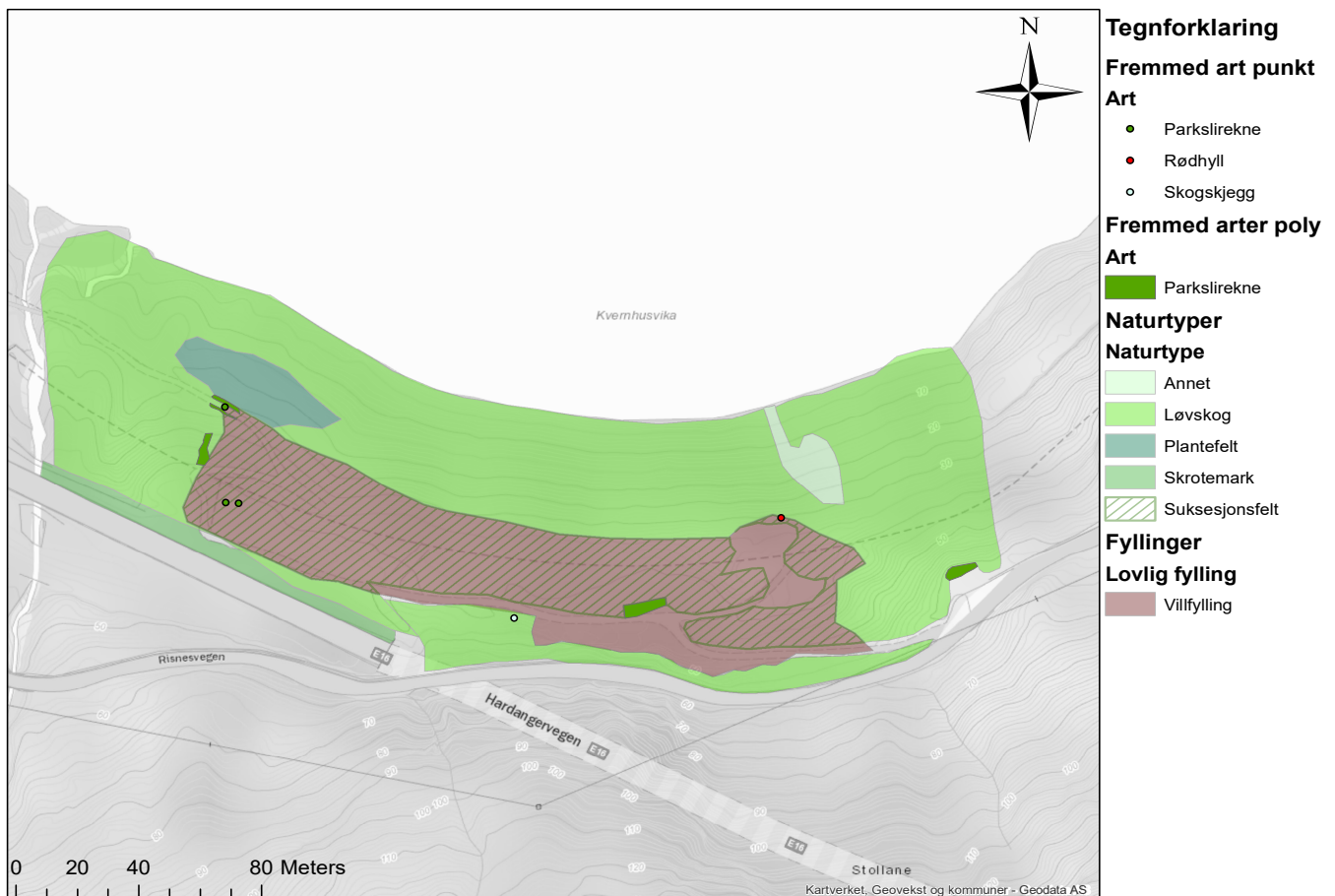
Feltområdet er lokalisert i Arna, ved Risnesvegen. Fyllingen ligger i landlige områder, uten tilknytning til tettbygde områder. Feltområdet er lokalisert i en bratt skråning. På 1980-tallet er området fylt på med grus og stein, trolig i forbindelse med utbygging av Risnestunnelen. Området var uten vegetasjon. Feltområdet ble i 2005 fylt på med nye masser, mens området rundt er blitt dekket av skog. I etterkant ser man tydelige tegn til etablering av skog på resten av fyllingen.

#### **Dokumentanalyse:**

Det er ikke registrert fremmedarter i området hos artsobservasjoner. I rapporten til BIR er området beskrevet som bestående av betongblokker med armering, isolerings- og kledningsmateriale, samt at det blir deponert jord og steinmasser. Det er også registrert avfall av forskjellige typer. I rapporten er det usikkert om fyllingen fortsatt er aktiv eller nedlagt. Ved søk i kommunens arkiv, er det ikke registrert aktivitet på fyllingen.

### Vegetasjonskartlegging:

Området er lokalisert i svært bratt terreng, hvilket gjorde det flere areal utilgjengelig å undersøke. Betongblokker med armeringsjern og forsøpling ble registrert i felt. Fyllingen var svært gjengrodd av unge individer av hassel, selje og platanlønn. I de åpne områdene ble det registrert mjødur, rødkløver, prikkperikum, fuglevikke og hestehov. I vest ble det registrert en traktorsti ned mot sjøen, hvor det ble registrert en stor og tett forekomst av parkslirekne langs veien. Traktorstien var lite brukt, ettersom det var lite hjulspor og påbegynt gjengroing. Det ble registrert to store og tette klynger med parkslirekne. Skogskjegg ble registrert et sted på fyllingen, uten funn av spredning. Ut fra undersøkelse av flyfoto, ble det bekreftet i felt at parkslirekne ble registrert i samme område som på flyfoto i fra 2009. Det var den største bestanden av parkslirekne i området og kan være opprinnelsen til andre mindre individer i området.



Figur 25: Risnesvegen felt



## 6.14 Brattlandsvegen

### **Flybildetolkning:**

Fyllingen ligger et område som er dominert av landbruk, med et par private boliger i nærheten. Fyllingen er etablert i 2008, og undersøkelse av flyfoto viser at det har vært aktivitet på fyllingen fram til 2016. Jordmasser er deponert sør på fyllingen, og kan ut fra flyfoto ha blitt deponert i 2014. På flyfoto er det tydelig at området er brukt som lagringsplass for utstyr og gjenstander. Helt sør i feltområdet er også et resultat av utfylling av masser, som har vært aktivt brukt fram til 2016. Området er lagringsplass for utstyr og masser.

### **Dokumentanalyse:**

I rapporten til BIR er området beskrevet ved forskjellig avfall, blant annet som hageavfall. Fyllingen er registrert som en villfylling. Massene er blandete masser av jord, stein, asfalt, betong, metall, røtter kvister og trær. I rapporten fra 2014 er fyllingen regnet som aktiv, mens den i den oppdaterte rapporten fra 2017 er den registrert som nedlagt. Ved søk i databaser er det ikke registrert fremmedarter i området fra før og fyllingen er heller ikke registrert i kommunens arkiv.

### **Vegetasjonskartlegging:**

Massene på fyllingen besto av hard pakket grus og stein, med lite vegetasjon. I kantene av fyllingen ble det registrert bringebær, brennesle, geitrams og kystbjørnekjeks. I skråningen var det løse jordmassene med veldig finkornet jord blandet med små stein. Øst for fyllingen ble det registrert en bekk, hvor det ble funnet søppel av plast og isopor. På fyllingen ble spirea, mongolspringfrø og rødhyll registrert (se figur 26). Fagerfredløs ble registrert innenfor feltområdet, men uten tilknytning til fyllingen. Mongolspringfrø hadde etablert en større bestand helt sør på fyllingen, hvor hvert punkt i kartet representerer en mindre klynge på 2-3 individ. Rødhyll var jevnt spredt ut i området, mens spirea ble registrert på øst siden av fyllingen. Øst for fyllingen ble det også registrert et område med løvskog, en privat eiendom og skrotemark. I sør er det et område som ved flyfoto kan registreres som utfylling av masser, hvor de også ble registrert en busk med spirea. Vest for fyllingen er det registrert et område med løvskog bestående av tette bestander av hassel.



Figur 26: Mongolspringfrø funnet i felt



Figur 27: Brattlandsvegen felt

## 6.15 Kristianborgvatnet

### Flybildetolkning:

Kristianborgvatnet er lokalisert Årstad bydel. Det er en gammel fylling, som ligger i et område som siden 1950-tallet har bestått av private boliger og næringsområder. Ved undersøkelse av flyfoto kan man se at området er blitt fylt ut siden 1950-tallet. Ved å undersøke flyfoto fra 1950 til 2005 er det tydelig vannet har fått redusert areal etter utvidelsen av E39. Vest for vannet er det tegn til etablering av trær. I dag er området benyttet som parkområde, med etablert gangvei rundt Kristianborgvatnet.

### Dokumentanalyse:

I Fotland (1992) er Kristianborgvatnet beskrevet som et område som er fylt ut med stein. Dette er basert på antagelser om at reguleringsplanen for utvidelse av motorveien ble godkjent, noe som innebar at kjørebanelen måtte utvides og resulterte i at området ble fylt ut. Dette ble etter flere runder ikke godkjent, og endret til å opparbeide turvei i årsskiftet 1991/92. Ved søk i artsobservasjoner er det registrert skjermleddved, parkslirekne og amerikahumleblom i

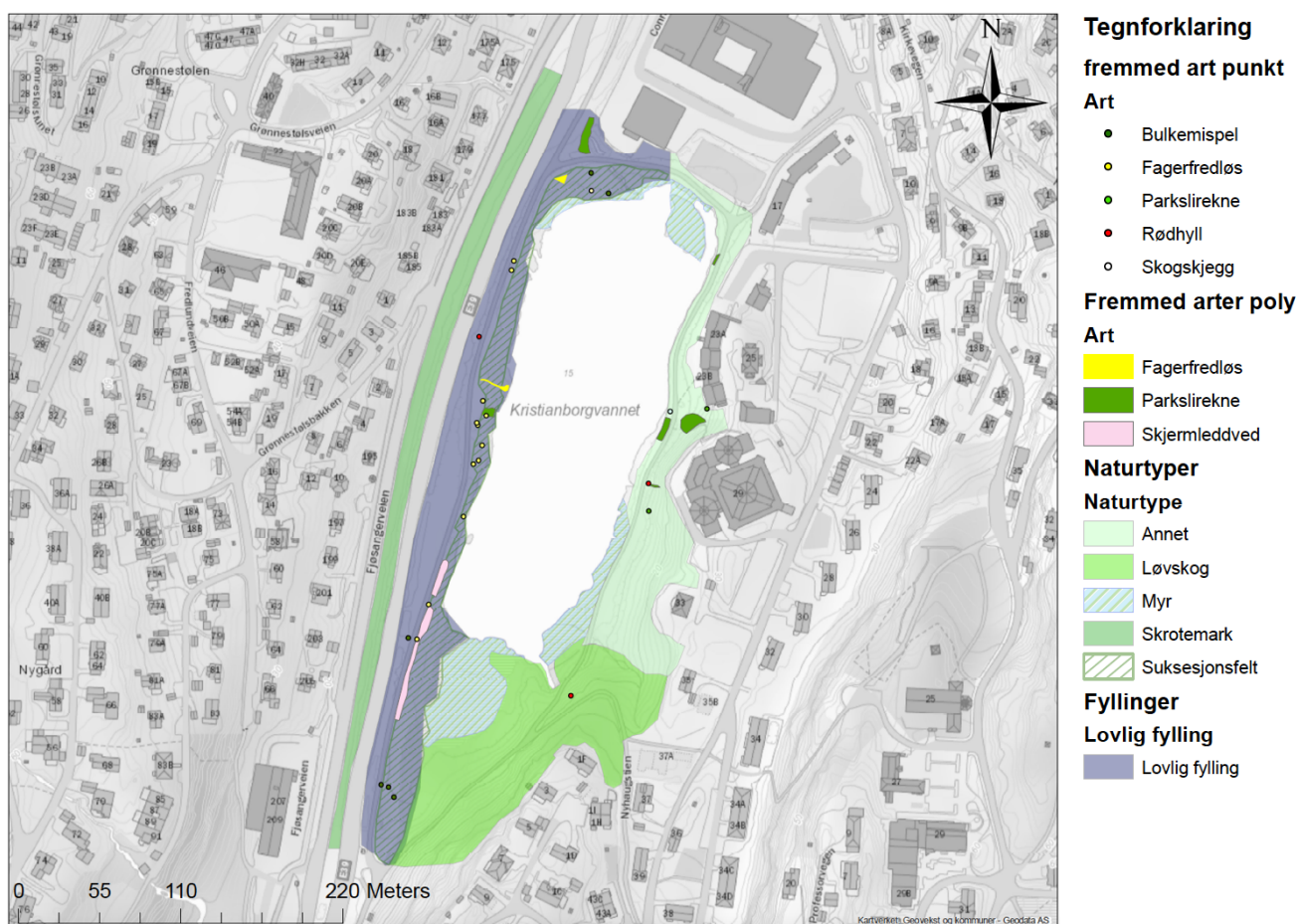
feltområdet. Alle er lokalisert vest for vannet. Amerikahumleblom ble ikke gjenfunnet ved egen kartlegging.

### **Vegetasjonskartlegging:**

Fyllingen er blitt et opparbeidet parkareal hvor området langs motorveien ble regelmessig slått, og kan derfor defineres som parkareal. På andre siden mot vannet var vegetasjonen dominert av hestehov, bringebær, rød- og hvitkløver og løvetann i feltsjiktet. Toppsjiktet besto av svartor, bjørk og selje. Ved kartlegging ble det registrert asfalt og takstein i vannkanten, som bekrefter utfylling i vannet. Her ble det også registrert skjermleddved, parkslirekne, rødhyll, bulkemispel og fagerfredløs. Det ble registrert to store og tette kolonier med parkslirekne, på 44m<sup>2</sup> og 130m<sup>2</sup>. Fagerfredløs forekom på store deler av fyllingen, men var kun dominerende ved kartlagte punkt. Fagerfredløs var dominerende ved to registrert areal nede ved vannet, med et areal på 30m<sup>2</sup> og i nord med et areal på 24m<sup>2</sup>. I resten av feltområdet vokste den sammen med andre arter, som for eksempel bringebær. I sør ble det registrert et område med løvskog, med dominans av platanlønn, og andre innslag av parktrær. Øst for fyllingen er også opparbeidet parkområde, som består av gressplen, prydrær og prydbusker. Her ble det registrert to store og tette forekomster av parkslirekne nede ved vannet. Ved to forekomster var det tegn til kjemisk behandling eller slått. Det var tydelige tegn på at små individer av parkslirekne dukket opp igjen hvor de var blitt forsøkt fjernet (se figur 28). En forekomst av skogskjegg ble også registrert.



*Figur 28: Funn av rødhyll, parkslirekne og fagerfredløs i felt*



Figur 29: Kristianborgvannet felt

## 6.16 Vilhelm Bjerknes Vei

### Flybildetolkning:

Området er lokalisert i nærhet av idrettsanlegg, private boliger og grønt areal. Prosjektet ved bygging av bybanen startet i 2008, og ble ferdigstilt i 2010. Sør for bybane stoppet har det skjedd store endringer i området etter 2010. Området øst for fyllingen er brukt som anleggsområde ved bygging, og er i etterkant av anleggsperioden gjort om til grusplass og gressplen. Området rundt bybane sporet er siden 2010 blitt bevoskt av vegetasjon.

### Dokumentanalyse:

Kvalnes (2015) utførte kartlegging av fremmedarter ved Tveitevatnet. Hun nevner at ved Vilhelm Bjerknes vei går bybanen, og at det er kartlagt parkslirekne ved sporet, som et resultat av massehåndtering av jordmasser. I rekkefølgegravene ved utbyggingen blir det spesifisert at massehåndtering skal dokumenteres. Det nevnes ikke om dette gjelder fremmedarter. Ved å søke i artsobservasjoner er det ikke registrert fremmede arter innenfor feltområdet.

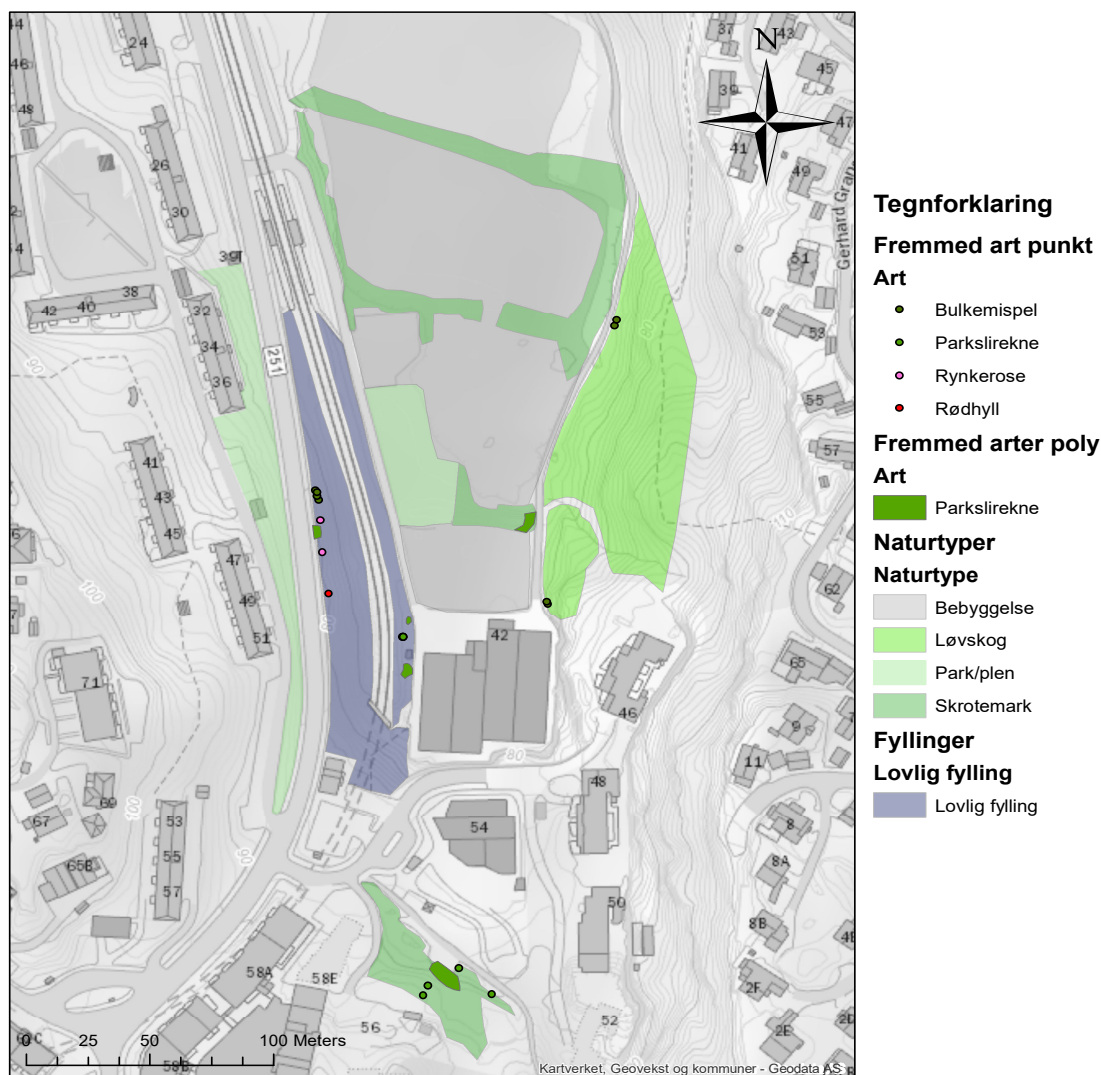


### **Vegetasjonskartlegging:**

Arter som ble registrert på fyllingen var løvetann, mjølke, rød- og hvitkløver, geitrams, bringebær, marikåpe, høymol og landøyda. Fyllingen er relativt liten, med et areal på 4343 m<sup>2</sup>. Parkslirekne er registrert på fyllingen, langs bybanesporet med tre store og tette bestander (se figur 30). Til sammen utgjorde parkslirekne et areal på 42m<sup>2</sup>. Området vest for fyllingen har gjennomgått en suksesjonsfase, hvor hegg, rogn og ask har etablert seg. Blandet med disse ble det registrert platanlønn, bulkemispel, rødhyll og rynkerose. Det var ikke mulig å undersøke området grundigere ettersom det var inngjerdet av sikkerhetsmessige grunner. Parkslirekne ble registrert øst for fyllingen, ved området som ble brukt til riggområdet under utbyggingen. Denne hadde et areal på 49m<sup>2</sup>. Resten av området var dominert av små individer av selje, platanlønn, bringebær, kystbjørnekjeks, brennesle og geitrams. Lenger øst ble det registrert løvskog, med selje, hassel og hegg. Små ask ble også registrert, sammen med store gamle platanlønn. Feltsjiktet besto av bregner, mjølke og eføy som dekker store deler av bakken og trærne. I skogkanten ble det registrert bulkemispel. Sør for fyllingen har det vært stor aktivitet med utbygging av barnehage og boliger, hvor det i en skråning opp mot boligene ble registrert et stort område med tette forekomster av parkslirekne.



*Figur 30: Funn av parkslirekne ved etablert bybanespor*



Figur 31: Vilhelm Bjerknes vei felt

## 6.17 Lyngbøvatnet

### Flybildetolkning:

Utfyllingen ved Lyngbøvatnet er en gammel fylling, lokalisert i Bergen Vest ved Lyngbø. Fyllingen er lokalisert i et område med private boliger med Gravidalsvatnet i vest og skog i øst. Ved undersøkelse av flyfoto ble det registrert store endringer i landskapet mellom 1950 og 2005. Motorveien mellom Lyngbøvatnet og Gravidalsvatnet eksisterte ikke på 1950-tallet. Vannet er fylt igjen for å etablere vei til Bergen Vest, det har skjedd en gradvis utvidelse av veien fram til 2005. Etter utvidelsen av veien, har det skjedd lite forandring i området.

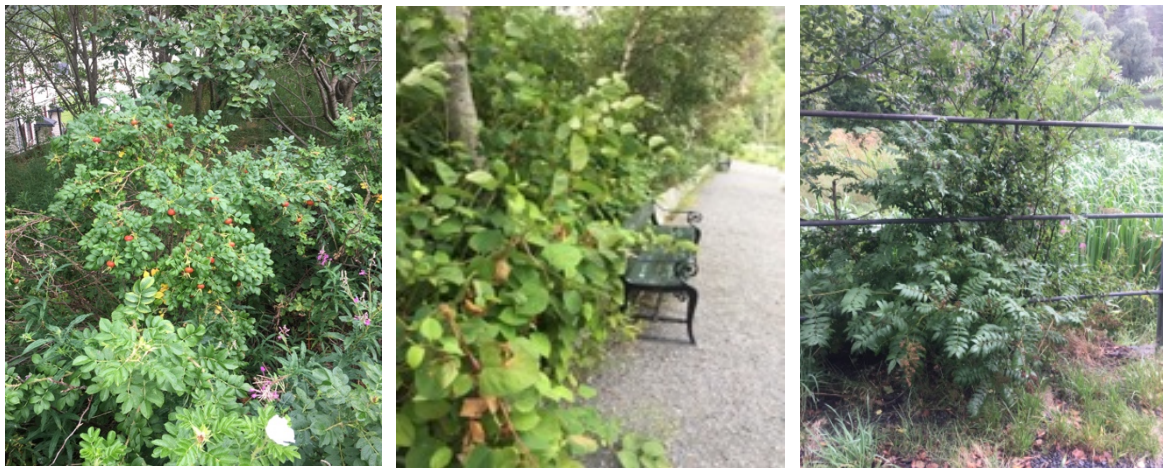
### Dokumentanalyse:

I Fotland (1992) opplyses det om at vestre innfartsåre ble utbygget på 1990-tallet, med tilhørende turvei langs strandkanten. I utgangspunktet var utfyllingen av Lyngbøvatnet i strid

med reguleringsplanen. Det ble pålagt å fjerne massene, men dette ble endret til å gi strandsonen et parkmessig preg. Lyngbøvatnet skal være et av vannene i Bergen med høyest artsdiversitet av vann- og sumpplanter. Ved søk i databaser er det ikke registrert fremmedarter innenfor feltområdet.

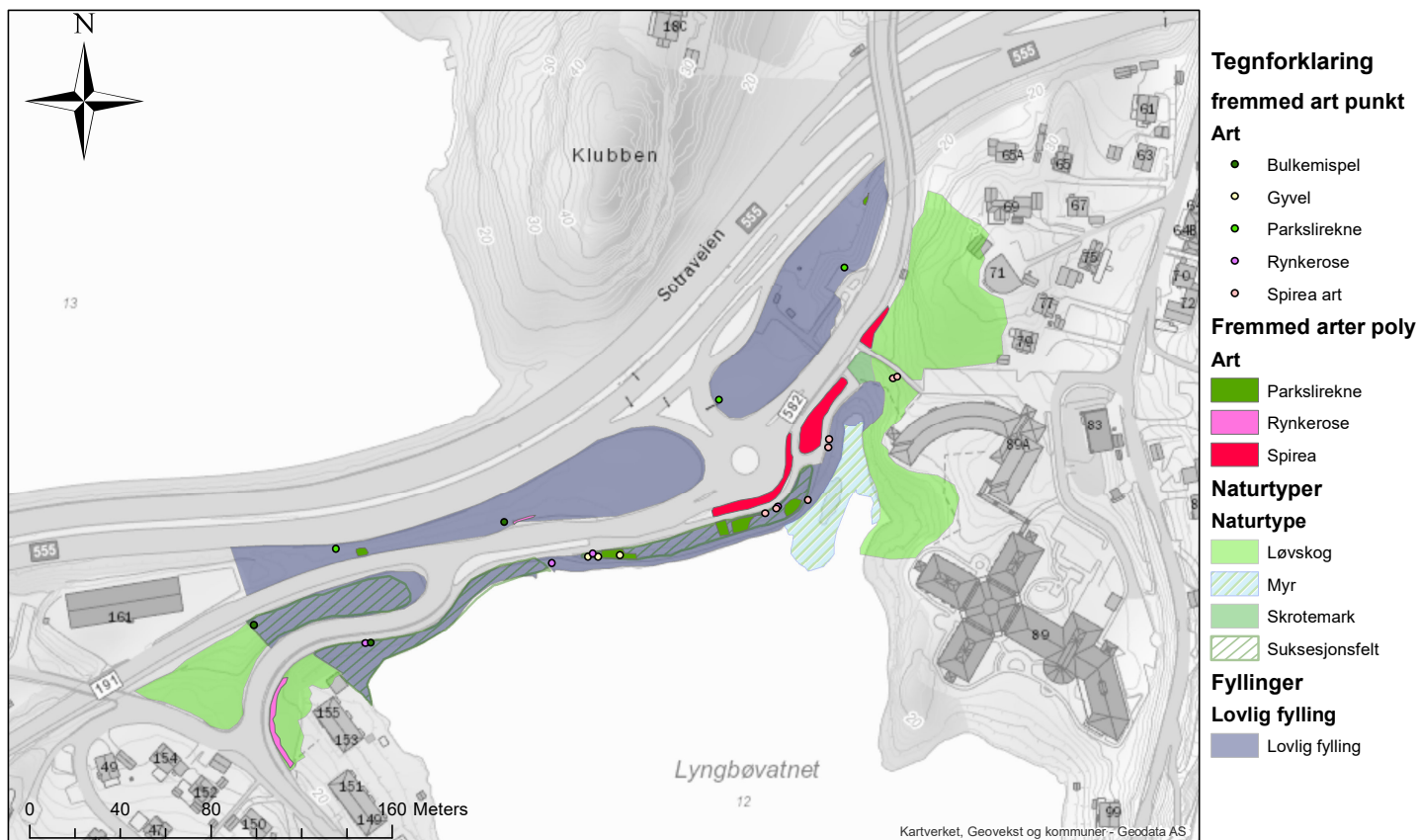
### **Vegetasjonskartlegging:**

Området er en gammel utfylling, og skog er etablert som et belte langs vannet med innslag av svartor, gråor, selje og bjørk i toppsjiktet. Feltsjiktet besto av bregner, geitrams og bringebær. Platanlønn og noe spisslønn ble registrert i hele feltområdet. Platanlønn og spisslønn var ikke dominerende i området, men var ofte å finne som små unge individer. Opp mot eldresenteret i nordøst vokste små ask sammen med platanlønn på skogbunnen. Av fremmedarter ble det registrert spirea, parkslirekne, gyvel, rynkerose og bulkemispel. De fleste av fremmedartene var registrert langs gang- og sykkelstien. Parkslirekne utgjør et areal på 160 m<sup>2</sup> langs Lyngbøvatnet. Forekomstene var tette og omtrent 2 meter høye. To store polygoner med spirea ble registrert, og de utgjorde et areal på 416 m<sup>2</sup>. Arten er trolig plantet ved utbygging av gang- og sykkelstien basert på plassering. Det ble registrert små individer av spirea spredt ut fra hovedbestanden, på andre siden av veien ned mot Lyngbøvatnet (se figur 32). I utkanten løvskogen ble det også registrert en bestand av rynkerose.



*Figur 32: Rynkerose, parkslirekne og spirea funnet i felt*





Figur 33: Lyngbøvatnet felt

## 6.18 Hordnesskogen

### Flybildetolkning:

Fyllingen ved Hordnesskogen er en relativt ung og fortsatt aktiv fylling. Ved undersøkelse av flyfoto ble store områder med skog hugget i 2016, og påbegynt fylt med steinmasser. Området er etablert i nærhet av et populært turområde Hordnesskogen, og jordbruksareal eid av Stend videregående skole. Google Earth har nyere flyfoto fram til 2018, hvor fyllingen er dominert av steinmasser. Vest for fyllingen har det vært aktivitet i tidsrommet 2004-2009, det er etablert nye jordbruksarealer.

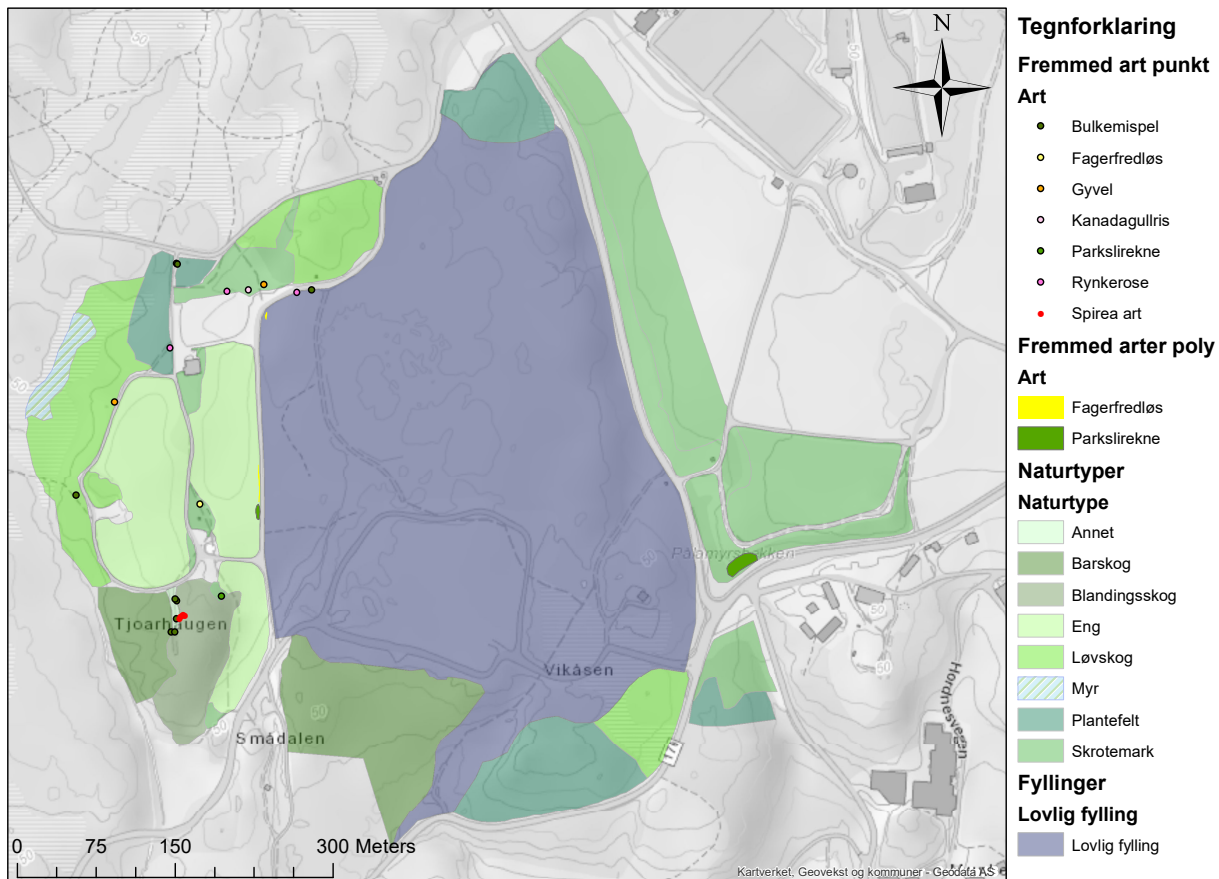
### Dokumentanalyse:

Fyllingen er etablert i forbindelse med utbygging av ny E39 mellom Bergen og Os, hvor det var behov for arealer for varig eller midlertidig deponering av masser. Ved utarbeiding av planen ble det gjennomført en kartlegging av det biologiske mangfoldet innenfor planområdet. Ifølge rapporten ble det registrert mongolspringfrø og fagerfredløs. Av andre arter nevnes platanlønn, europalerk og edelgran (Johnsen et al., 2012). Ved ferdigstilling skal området tilbakeføres til LNF-område. Det er satt krav til kvaliteten på jordmassene, men det nevnes ikke

om dette gjelder ved fremmede arter. I detaljreguleringsplanen er det nevnt at Statens vegvesen plikter å følge opp området i tre år etter ferdigstilling, for bekjempelse av fremmedarter. Vest for deponiet er det i rapporten fra BIR registrert en villfylling, som er bevokst av trær og gress. Området er beskrevet som godt gjenvunnet.

### **Vegetasjonskartlegging:**

Fyllingen er registrert som aktiv deponering av steinmasser. I utkanten av fyllingen var det små områder med vegetasjon hvor arter som hestehov, kystbjørnekjeks, bringebær, brennesle, fuglevikke, selje og bjørk ble registrert. Innenfor kantvegetasjonen ble også fagerfredløs, rynkerose og bulkemispel registrert. Nordvest for fyllingen det er registrert skrotemark med innslag av fagerfredløs, gyvel, kanadagullris og rynkerose. Langs området kartlagt som eng, ble også en stripe med skrotemark registrert. Her ble en stor bestand av to meter høye parkslirekne registrert, sammen med fagerfredløs. Fagerfredløs var dominerende, med noen innslag av hestehov og bringebær. Lenger sørvest fra fyllingen ble det registrert blandingskog med furu, bjørk, eik og blåbær. Det ble også registrert barskog med dominans av furu, og med innslag av gran. Feltsjiktet besto av einstape, fugletelg og gjøksyre. Langs stiene i skogen ble mer lyskrevende arter som hestehov, groblad, geitrams, brennesle og kystbjørnekjeks registrert. Det var ikke tegn til spredning av fremmedartene. Øst for fyllingen har vært jordbruksareal, men ved kartlegging i felt var hele området omgjort til jordmasser uten vegetasjonsdekket.



Figur 34: Hordnesskogen felt

## 6.19 Liavatnet Laksevåg

### Flybildetolkning:

I forbindelse med utbygging av ringveg vest mot Flesland er det bygget tunnel fra Liavatnet på Laksevåg til Kokstad. Ved undersøkelse av flyfoto blir det registrert påbegynt arbeid i 2013, og ferdig i 2016. Det er fylt på masser langs Liavatnet, ved tydelig endring av landskapet fra 2009 til 2016. Fyllingen er etablert ved et mye brukt turområde i Bergen, Kanadaskogen. Området rundt er skog og motorvei. Ved undersøkelse av flyfoto og personlig kommunikasjon med en lokal har området på 1950-tallet vært brukt til jordbruksareal. På 1970-tallet ble store deler øst for området beplantet, trolig med gran.

### Dokumentanalyse:

I kommunens planarkiv er påkjøringsrampen og gangvei/strandpromenade et resultat av utfylling i forbindelse med prosjektet. Det er utarbeidet et miljøoppfølgingsprogram, hvor hensikten med MOP var å kartlegge massetransport og etterbehandling av massedeponier. Det finnes ikke dokumenter på hvor toppmassene på fyllingen er hentet fra. Ved søk i databaser er det heller ikke registrert fremmedarter innenfor feltområdet.

### **Vegetasjonskartlegging:**

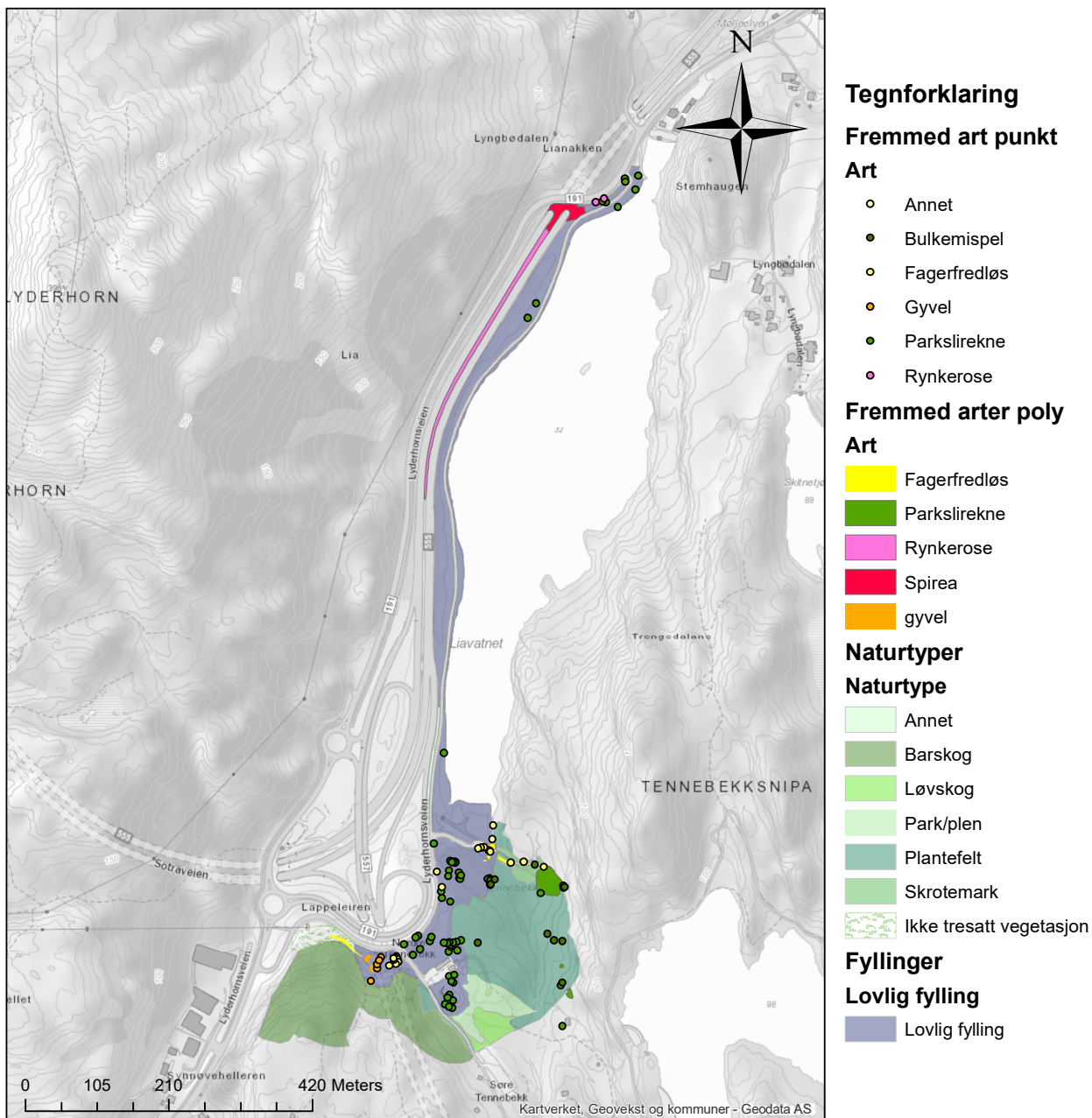
På fyllingen ble det registrert lyssiv, rød- og hvitkløver, tistler, hestehov, balderbrå, skogsnelle, revebjelle, bringebær og små individer av svartor. Jordmassene var skrint, med mye innhold av stein. Nedre del av området mellom Liavatnet og motorveien ga tegn til å bli regelmessig slått. Av fremmedarter ble det registrert parkslirekne, gyvel og fagerfredløs på fyllingen. Parkslirekne var den dominerende av fremmedartene. Bestanden av parkslirekne var unge, ettersom skuddene var rundt 0,5 meter høy. De største individene av parkslirekne ble registrert øverst på fyllingen nærmest inngangen til Kanadaskogen. I nærheten av granplantefeltet ved en tursti, øst for fyllingen ble det også registrert et stort felt med parkslirekne som var svært tett og høyt (se figur 35). Nye små skudd ble registrert rundt den store forekomsten, sammen med knekte



*Figur 35: Fagerfredløs og parkslirekne funnet i felt*

stengler. Gyvel ble registrert vest på fyllingen med to store klynger på rundt 1,5 meters høyde, sammen med små spredte individer. I samme område ble det registrert et langt belte med en tett bestand av fagerfredløs. Flere store klynger med fagerfredløs ble også registrert langs grusveien nord for plantefeltet. Fagerfredløs vokste i overgangen mellom skog og veiskråningen. Langs Liavatnet ble det registrert små individer av parkslirekne og rynkerose. Området over inngangen til Lyderhorn tunnelen var dominert av spirea. Bulkemispel ble funnet i utkanten av plantefeltene eller langs stiene i området. Området rundt fyllingen består av plantefelt, blandingsskog med furu og bjørk og et mindre område med parkareal med tilhørende parktrær som bøk.





Figur 36: Liavatnet Laksevåg felt

## 6.20 Gorvika

### Flybildetolkning:

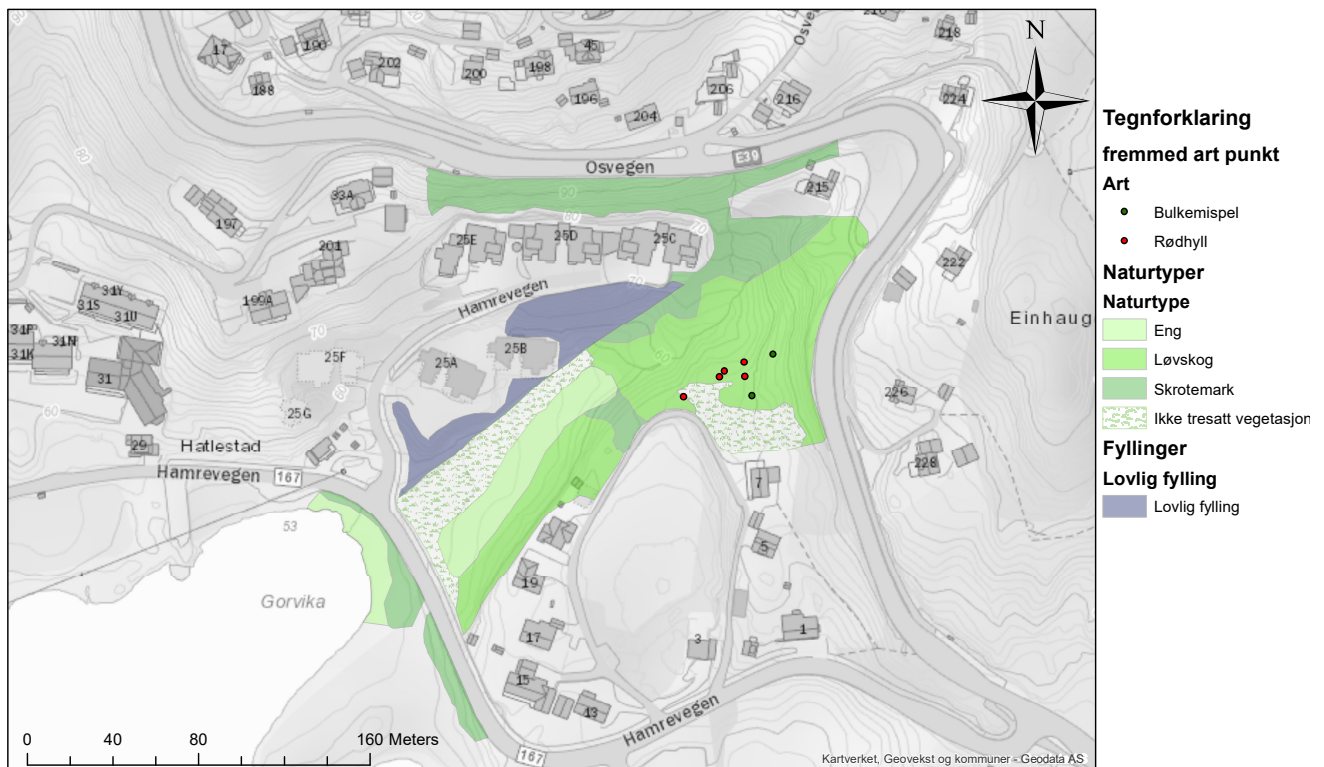
Området er lokalisert ved Kalandsvatnet, og er i forbindelse med boligutbygging. Ved å undersøke flyfoto er utbyggingsprosjektet startet i perioden mellom 2009-2013. Området er fortsatt under utbygging, men området i sørøst er bygget ferdig. Øst og vest for boligområdet er landbruksareal, samt noen spredte boliger. Ved boligene går den en skråning som er utgangspunktet for kartleggingen. Vegetasjonen i området er svært ny, og fra tidligere har området bestått av løvskog.

### Dokumentanalyse:

I dokumentene ved utbyggingsprosjektet er det nevnt at området er i nær tilknytning til et viktig naturområde med stort biologisk mangfold. Det er beskrevet som et område med store landskapsverdier. Det blir ikke registrert krav til massehåndtering eller fremmedarter i reguleringsplanen eller dokumentene ved prosjektet. Det er heller ikke registrert fremmede arter innenfor feltområdet ved søk i artsobservasjoner.

### Vegetasjonskartlegging:

Vegetasjonen på fyllingen besto av arter som høymol, hestehov, kløver, geitrams og lyssiv. Det ble ikke registrert fremmedarter på fyllingen. Vegetasjonen sør for feltområdet og ved vannet ble registrert som fulldyrket mark, med kantvegetasjon. Kantvegetasjonen besto av lignende arter som mjørdurt, geitrams og bjørk. Øst for feltområdet ble løvskog registrert med ask og hegg. Skogen var svært tett, med en eldre etablert traktorvei gjennom skogområdet. Traktorveien var bevoskt av kveke, geitrams, mjørdurt og kystbjørnekjeks. Langs traktorveien ble det også registrert rødhyll og bulkemispel. Rødhyll og bulkemispel som ble funnet i området var store og eldre individ. Ved feltområdet ble det ikke registrert fremmedarter på fyllingen.



Figur 37: Gorvika felt

## 6.21 Hardangervegen

### **Flybildetolkning:**

Feltet er lokalisert langs Hardangervegen, og ligger i et tettbebygd strøk med boliger, butikker og trafikkert vei. Området har vært tilført masser siden 2005, men aktiviteten forekommer i størst grad nord på fyllingen. Hele området kan ut fra flyfoto se ut til å være preget av aktivitet fram til dags dato. Det har vært lite aktivitet i områdene rundt fyllingen. Største forandringen er at område gjennomgår en suksesjon, hvor trær er etablert på fyllingen.

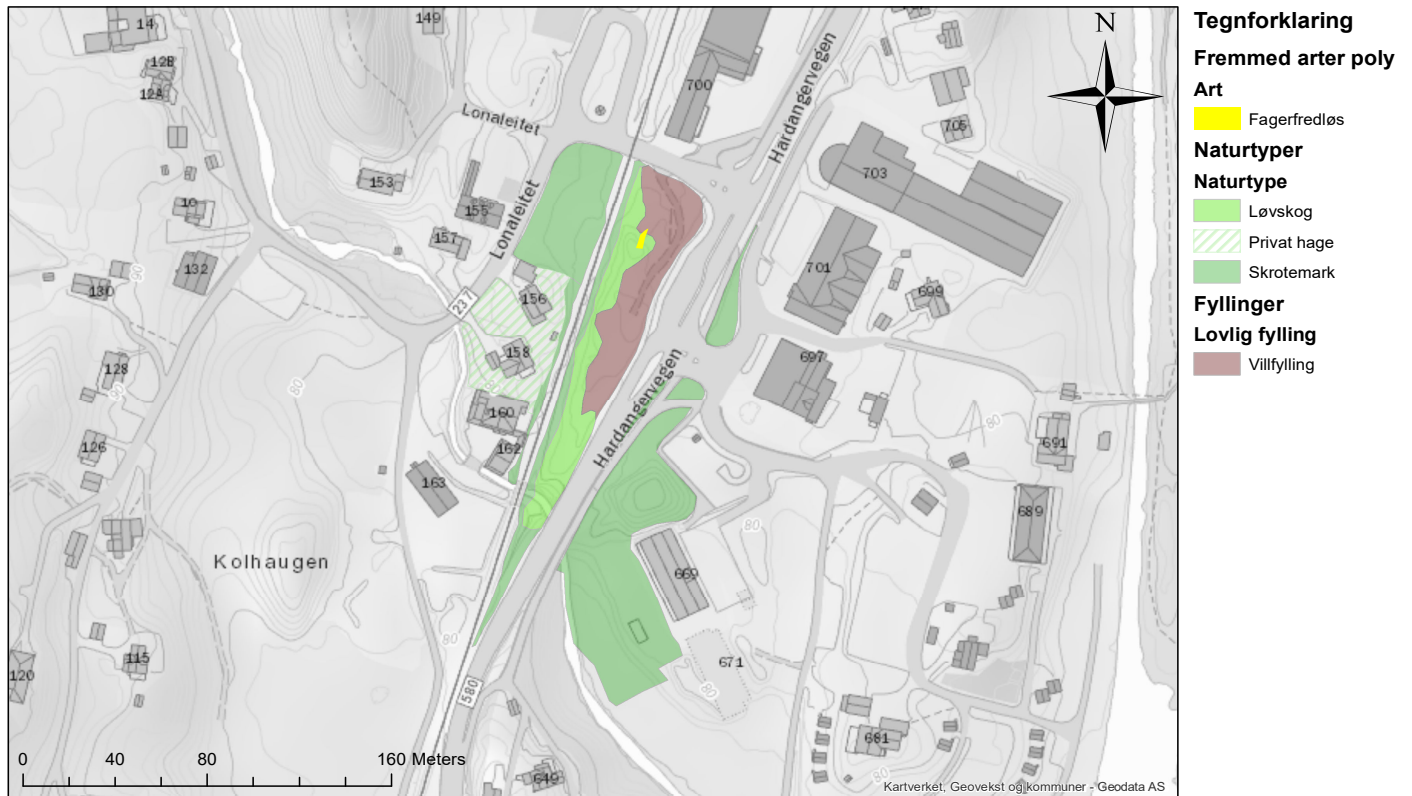
### **Dokumentanalyse:**

Området er ført opp som villfylling i rapporten fra BIR. I rapporten er fyllingen beskrevet som å inneholde stein- og jordhauger og noe hageavfall. Den er også registrert som fortsatt aktiv. Dette bekreftes også ved undersøkelse av flyfoto. Ved søk i artsobservasjoner er det ikke registrert fremmedarter innenfor feltområdet. I kommunens arkiv er det ikke mulig å finne informasjon om eiendommen.

### **Vegetasjonskartlegging:**

Ved kartlegging på fyllingen ble det registrert hestehov, kløver, groblad. Vegetasjonen i området var svært skrint, og besto for det meste av gress. I utkanten av feltområdet er det et belte av selje og bjørkeskog, og bringebær og geitrams vokste i overgangen til skogen, og i utkanten av fyllingen. Fagerfredløs ble registrert på en jordhaug i felt, med et areal på 20 m<sup>2</sup>. Innenfor det kartlagte polygonet var den dominerende, men uten tegn til videre spredning. Områdene rundt feltet besto av private hager, skrotemark, veiskråninger og bebygde områder. Det ble ikke registrert fremmedarter innenfor andre naturtyper enn på fyllingen. Hageavfallet som ble beskrevet i rapporten til BIR ble ikke gjenfunnet i felt.





Figur 38: Hardangervegen felt

## 6.22 Bontveitvegen

### Flybildetolkning:

Fyllingen er lokalisert ved Kalandsvatnet, og er plassert i nærheten av Kalandsvika naturreservat, jordbruksområder og med spredt boliger. Fylkesveien til Os går sør for fyllingen. I 2008 er det først registrert aktivitet på fyllingen, og fyllingen er aktiv fram 2014. Det er registrert mindre aktivitet etter 2014. Dette er basert på at det har begynt å vokse vegetasjon i ytterkantene av fyllingen.

### Dokumentanalyse:

Området er registrert som villfylling i rapporten til BIR, hvor målet er bakkeplanering. Det er registrert at jord, stein og kvister deponert på området. De blir beskrevet som forholdsvis rene masser uten at det er gjort nærmere undersøkelse. Ved søk i dokumentene til kommunen er det registrert ulovligheter på eiendommen i forbindelse ved ulovlig deponering av masser. Artsobservasjoner viser til et funn av rynkerose sør for feltområdet, men er beskrevet som ikke gjenfunnet i felt. Den ble heller ikke registrert i eget feltarbeid.

## Vegetasjonskartlegging:

Feltarbeidet møtte problemer underveis ettersom jeg ikke var ønsket i nærområdet. Dette førte til at jeg måtte komme tilbake en annen dag, og kartlegge etter beste evne fra veien. Områdene rundt feltområdet besto av jordbruksareal. Langs Osvegen gikk et belte med kantvegetasjon med kystbjørnekjeks, geitrams og åkersnelle. Nord for fyllingen ble det registrert et område bestående av løvskog, og et granplantefelt. Øst for fyllingen er en gammel boligtomt, og i hagen ble det registrert store forekomster av parkslirekne. Ut fra flyfoto har de trolig kommet etter 2014. Selve fyllingen besto av arter som skogsnelle, geitrams, lyssiv, bringebær og skvallerkål. Sør på fyllingen ved Osvegen ble det registret store forekomster av parkslirekne, samt et par mindre individer i umiddelbar nærhet. Polygonene kartlagt med parkslirekne vokste svært tett, var omtrent 2 meter høy og utkonkurrerte annen vegetasjon hvor den var etablert. De mindre individene var mellom 10-20 cm høy. Parkslirekne ser ut fra flyfoto å ha oppstått etter 2014. Det ble fra avstand observert et par små individer av parkslirekne nord på fyllingen.



Figur 39: Bontveitvegen felt

### 6.23 Oppsummering av funn i felt

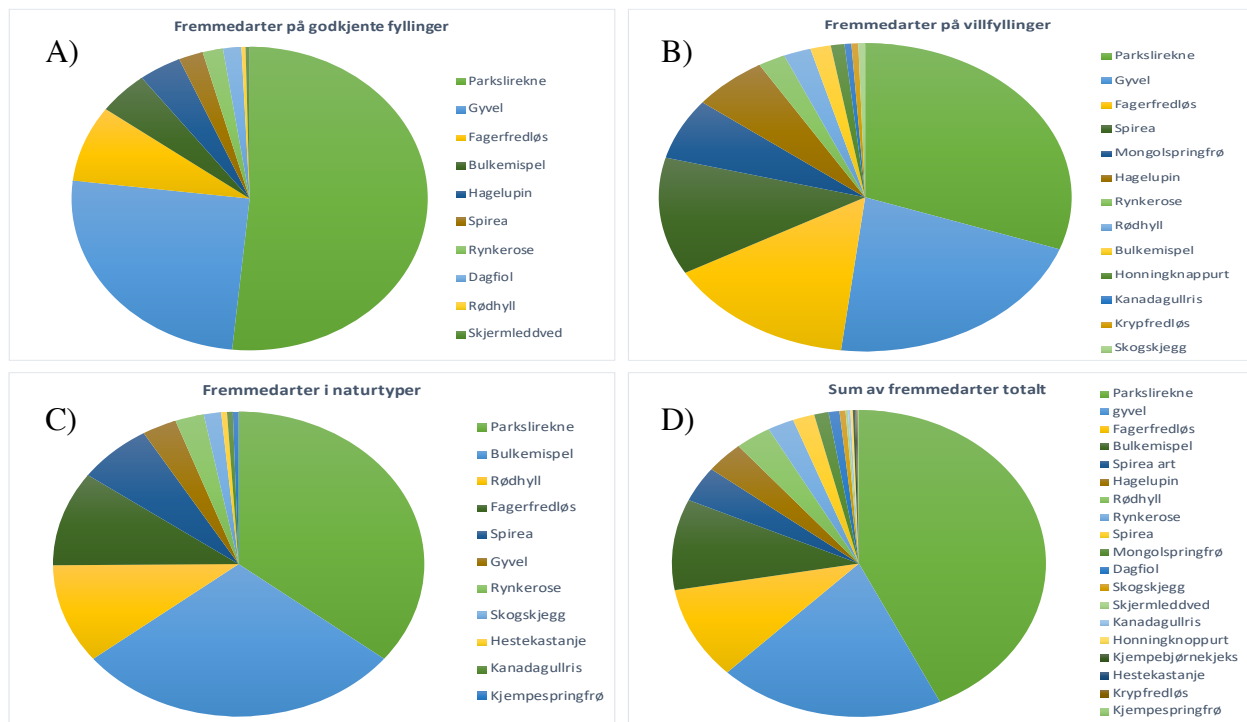
Samlet areal på de 20 fyllingene som inngikk i mitt feltarbeid er på 447445 m<sup>2</sup>. I tabell 2 vises det totale arealet, gjennomsnitt, de minste og største fyllingene fordelt på villfyllinger og godkjente fyllinger. Det kommer tydelig frem at godkjente fyllinger er større i areal enn villfyllingene.

Tabell 2: Størrelser på godkjente og ulovlige fyllinger

<b>Godkjente fyllinger</b>	<b>Areal:</b>	<b>Villfyllinger</b>	<b>Areal:</b>
<b>Total:</b>	316123 m <sup>2</sup>	<b>Total:</b>	131312 m <sup>2</sup>
<b>Gjennomsnitt:</b>	31612 m <sup>2</sup>	<b>Gjennomsnitt:</b>	13132 m <sup>2</sup>
<b>Minst:</b>	2422 m <sup>2</sup>	<b>Minst:</b>	1446 m <sup>2</sup>
<b>Størst:</b>	172469 m <sup>2</sup>	<b>Størst:</b>	47952 m <sup>2</sup>

For å skape oversikt og for å kunne utforske hvor mange arter som finnes innenfor hver fylling eller naturtype, er polygonene omgjort til punkter i ArcMap. Ved å omgjøre polygonene til punkter ble midtpunktet i polygonet brukt som utgangspunkt for punktregistreringen. I figur 40 vises fordelingen av kartlagte fremmedarter i felt. Resultatene viser at det er parkslirekne, gyvel og fagerfredløs som er de hyppigst forekommende artene i felt. I figur 40D står parkslirekne for 43 % av alle de registrerte punktene, etterfulgt av gyvel på 20 % og fagerfredløs på 10 %. Ved undersøkelse og sammenligning på alder av fyllingene, viser det seg at det er høyest forekomst av fremmedarter på nyere fyllinger. Tre av fyllingene som skiller seg ut fra resten er alle nyere og godkjente fyllinger, og uten direkte tilknytning til befolkning. Utenfor fyllingene, det vil si i andre naturtyper, er parkslirekne dominerende, etterfulgt av bulkemispel og rødhyll. Sammenlagt finner man flest fremmedarter på de godkjente fyllingene, sammenlignet med villfyllingene. Det ble registrert flest fremmedarter på de lovlige fyllingene, i gjennomsnitt 55 registreringer per fylling. Villfyllingene har et gjennomsnitt på 20 registreringer per fylling. Samme resultat fremkommer ved undersøkelse av fremmedarter rundt fyllingene. Kartleggingen av fremmedarter viser til tydelige funn av flest fremmedarter innenfor en buffer på 100 meter fra godkjente fyllinger. Her er det registrert 125 punkter, mens med en buffer på 100 meter fra villfyllingene er det registrert 53 punkter. Dette funnet vil være viktig for videre diskusjon, angående arters egenskaper og menneskelig avhengighet. Ved bruk av flybildetolkning er aktiviteten, plassering og forandringene i området over tid registrert, som skal brukes videre for å diskutere hvordan alder og plassering har en betydning for etablering og spredning av fremmede arter i Bergen. Dokumentanalysen fra feltarbeidet viser også at

hensynet til fremmede arter ikke eksisterer før de senere årene, ved de nyeste etablerte fyllingene.



Figur 40: Fordeling av fremmedarter registrert i felt, med fordeling etter kategori

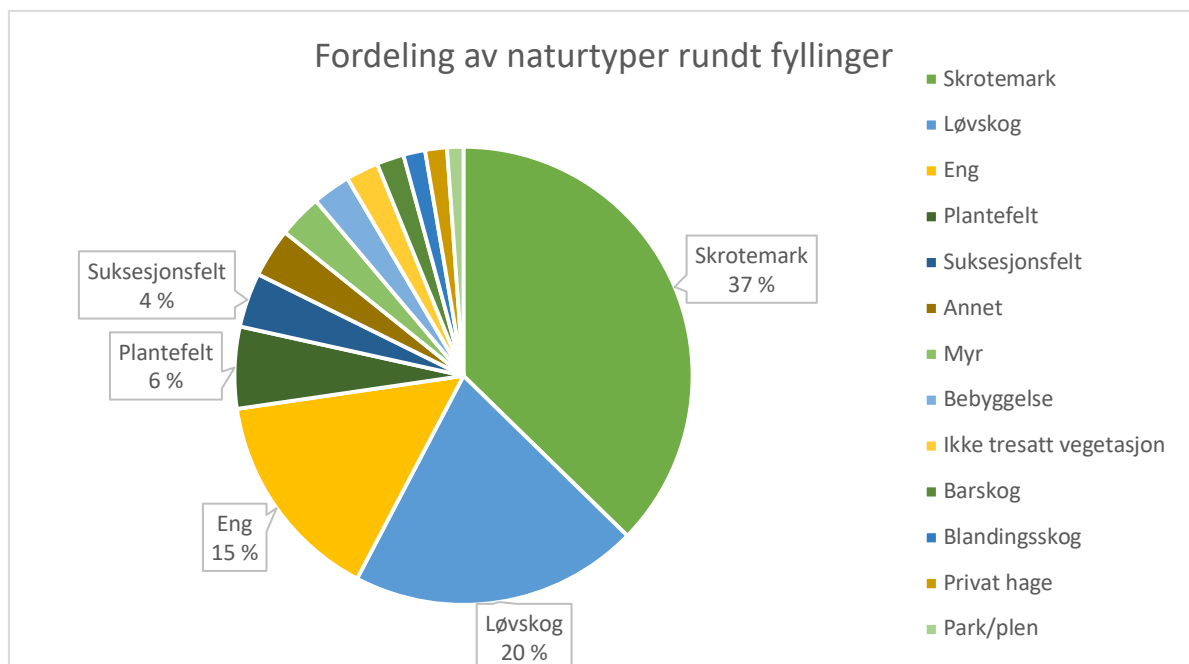
## 7. Diskusjon

I dette kapittelet skal funnene fra feltarbeid i sammenheng med teori beskrevet tidligere brukes for å svare på de problemstillingene som ligger til grunn for studien.

### 7.1 I hvilke naturtyper etableres godkjente fyllinger og villfyllinger, og forekommer det videre spredning ut fra fyllingene?

Kartene som er presentert i kapittel 6 viser at det forekommer spredning av fremmedarter ved forflytting av masser i Bergen. Ved deponering av masser, inneholder disse ofte fremmedarter. På 18 av 20 fyllinger ble det registrert fremmedarter, hvor parkslirekne, gyvel, hagelupin, fagerfredløs og spirea oppsto med størst hyppighet. Feltarbeidet viser at hovedtyngden av artene befinner seg i på fyllingene og i skrotemark, og at spredning ut fra fyllingene ikke, eller i liten grad forekommer. Utbredelsen av fremmedartene stoppet derfor ofte i overgangen mellom fylling og andre naturtyper. Som jeg kommer tilbake til senere, finnes det trolig en annen forklaring når det gjelder spredning i andre naturtyper. Som vist i figur 41 dominerer skrotemark, løvskog og eng i fordelingen rundt fyllingene. Det er i størst grad registrert natur

som kategoriseres som skrotemark i nærheten av godkjente fyllinger. Naturtypen skog viser en jevn fordeling mellom godkjente fyllinger og villfyllinger. Det ble undersøkt om spredning av fremmedarter hadde en sammenheng med tetthet av husstander og hageutkast. Tetthet av boliger og hageutkast så ikke ut til ha stor påvirkning på antall funn av fremmedarter (se figur 8). Det finnes områder som avviker fra dette, men i disse områdene ble det funnet tydelige funn på dumpet hageavfall. Dette er vist i figur 42. Tar man høyde for fordelingen av forskjellige arter på godkjente fyllinger og villfyllinger, viser godkjente fyllinger også til høyere forekomst av fremmedarter.



Figur 41: Fordeling av naturtyper rundt fyllingene

### 7.1.1 Menneskelig aktivitet og befolkningstett

Befolkningstetthet generelt spiller en viktig rolle i funn av fremmedarter. Mine funn viser at de lovlig fyllingene oftere er plassert ved menneskelig påvirkede områder, og viser en høyere tetthet av befolkningen, til tross for at hageutkast ikke nødvendigvis er avgjørende faktor. Tilknytning til menneskelig påvirkede områder gir en høyere sannsynlighet for funn av fremmedarter, slik Stace og Crawley (2015) viser til. Det kan stilles spørsmål ved resultatene i min studie om de er påvirket av mitt utvalg av fyllinger, ettersom de fleste av de godkjente fyllingene hvor jeg utførte mine feltarbeid er plassert i områder med høy befolkningstetthet. Likevel er et par av områdene med størst fremmedartsfunn godkjente fyllinger, uten direkte tilknytning til befolkningstetthet. En del av fyllingene kan til tross for lav befolkningstetthet knyttes til menneskelig aktivitet, i form av populære parker og turområder. I områdene med



høy befolkningstetthet ble det registrert flere forskjellige typer fremmedarter, mens i områder hvor antallet var høyt var dette ofte knyttet til et mindre antall forskjellige arter. Ofte er det én art som dominerer, og dette gjelder i stor grad parkslirekne. Slik at godkjente fyllinger viser generelt større tendens til å inneholde fremmedarter enn villfyllinger. Plasseringen av villfyllingene er ofte avsidesliggende, og knyttet til landbruksområder. Dette inngår også som menneskelig forstyrrede områder, men faller ikke inn under definisjonen til Fremstad (1997) som skrotemark. Det ble også i svært liten grad



Figur 42: Hageavfall Sandeidet

registrert fremmedarter i naturtypene eng og beitemark. I kun to tilfeller ble det registrert en fremmed art i eng, og dette er fagerfredløs. Det skal likevel presiseres at dette er i overgangen mellom to naturtyper. Slik at menneskelig aktivitet viser seg i stor grad i min studie å påvirke forekomsten av fremmedarter, slik som også studie til Olsen et al. (2017) viser til.

### 7.1.2 Fyllingene som videre spredningsvektor

Bakgrunnsdokumentet (2017) for risikovurderingen for fremmedarter, gir alle artene en høy ekspansjonshastighet. Ekspansjonshastigheten er basert på egenspredning og/eller menneskelig spredning. Dette betyr at det kan forekomme store forskjeller mellom egenspredning og gitt ekspansjonshastighet (Sandvik et al., 2017). I eget felt ble det registrert lite egenspredning av artene fra området de var blitt deponert. Dette kan tyde på at den menneskelige spredningsvektoren er viktig for disse artene, og at egenspredning forekommer i liten grad. Spredning av parkslirekne, fagerfredløs og spirea forekommer helst via vegetativ spredning og er avhengig av menneskelig aktivitet for å kunne spres til nye områder. Fagerfredløs og noen spirea har frøspredning, men ifølge artsdatabanken er vegetativ spredning mer sannsynlig (Elven et al., 2018b; Elven et al., 2018).

Fremstad (2008) mener at til tross for dagens utbredelse i skrotemark, kan skrotemark fungere som en spredningskorridor til andre habitater, samt utkonkurrere arter på sikt som er i nedgang. Ut fra egne observasjoner er dette påvirket av hvilken art og spredningsmetoder arten har. Fyllingene fungerer som hull i vegetasjonen som opprettholder bestander av konkurransesvake

arter og fremmedarter. På et tidspunkt vil fyllingene gjennomgå en suksesjonsfase. Det ble ved flere av fyllingene registrert platanlønn, sitkagran, bulkemispel og rødhyll. Dette er fremmedarter med en effektiv egenspredning, som vil kunne bruke fyllingene mer effektivt som en korridor mellom ulike naturtyper. Dette er avhengig av opphør av vedvarende forstyrrelse, ettersom de ikke vil klare å etablere seg slik som konkurransesvake arter kan. For artene som spres vegetativt, som parkslirekne, fagerfredløs og spirea-arter vil ikke skrotemark fungere som en spredningskorridor med mindre den påvirkes av menneskelig forstyrrelse. Plasseringen av fyllingene kan påvirke hvilken funksjon de vil ha for videre spredning og etablering av fremmedarter. De godkjente fyllingene er ofte i forbindelse med vei, bybane eller boligutbygging i nærheten av tettbebygde områder. Fyllingene ved vei og bybane vil for eksempel bli slått for å holde vegetasjonen nede, for bedre sikt. Dette ble registrert på mange av fyllingene i felt. Kantklipping kan få uheldige konsekvenser for spredning av fremmedarter, som for eksempel parkslirekne. Ved endt anleggsarbeid og ferdigstilling, vil ikke masser forflyttes med mindre ny reguleringsplan godkjennes eller mindre prosjekter skal utarbeides. Resultatene fra dokumentanalysen viser at for en del av de godkjente fyllingene ligger det framtidige reguleringsplaner innenfor feltet. Villfyllingene er plassert i avsidesliggende områder hvor det ikke forekommer menneskelig aktivitet i like stor grad. Det kan likevel ved tilførsel av nye masser eller uttak av masser spres fremmedarter via villfyllinger og menneskelig aktivitet. Nieznalski (2017) viser blant annet at det fortsatt eksisterer mange aktive villfyllinger, og gjennom egne undersøkelser av flyfoto og observasjoner gjort i felt kan samme konklusjon trekkes.

## 7.2 Hvordan kan fremmedarter påvirke det stedegne biologiske mangfoldet?

I følge Artsdatabanken (2018e), og som vist i tabell 1 er konkurranse med stedegne arter den vanligste effekten fremmedarter kan ha på stedegne arter. I mitt feltarbeid var det individuelle forskjeller mellom hvilken fortregning artene medførte på fyllingene. Den arten som var mest dominerende, var parkslirekne - etterfulgt av fagerfredløs. Parkslirekne utgjorde den største forskjellen, og det eksisterte ikke vegetasjon mellom tette bestander av denne arten. Det samme var ofte tilfellet med fagerfredløs, men i mindre grad. Andre arter medførte en fortregning, men ikke i like stor grad som parkslirekne og fagerfredløs. Figur 43 viser hvordan en ofte registrert fordeling mellom stedegne arter og fremmedarter forekommer på de undersøkte fyllingene. Med utgangspunkt i mine feltarbeid, er det grunnlag for å hevde at ingen av fremmedartene er dominerende, men utgjør en lokal fortregning på stedet de etableres.

Lockwood et al. (2013) refererer til en studie, hvor fremmedarter aldri sto for mer enn 7 % av variasjonen av arter i habitatet. Fremmedartene overtar områder som ville vært okkupert av stedeigne arter, men som Stace og Crawley (2015) viser til, så finnes det ingen eksempler på utryddelse av stedeigne arter i Storbritannia. Fremstad og Elven (1997) viser til samme resultat i Norge, det vil si at fremmedartene ikke har utkonkurrert stedeigne arter, men at de er svært vanlig å finne sammen med stedeigne arter. Dette samsvarer med mine funn.



Figur 43: Fordeling mellom fremmedarter og stedeigne arter i felt

I eget felt hvor fremmedartene utgjør store deler av fyllingene, er det vanskelig å si hvilken utvikling naturen vil følge. Som nevnt tidligere er det de nyeste fyllingene som har størst forekomst av fremmedarter. På de eldste fyllingene ble det ikke registrert dominerende vekst av fremmedarter. Ifølge Hobbs et al. (2007) er det vanskeligere for naturen å ta tilbake et område dominert av fremmedarter ved en tidlig suksesjonsfase enn ved en sen suksesjonsfase. I mitt eget feltarbeid er fyllingene med høyest forekomst av fremmedarter fyllinger hvor det ikke enda forekommer en tydelig suksesjon. Med tiden vil det være interessant å undersøke om det eksisterer en forskjell på fyllingene hvor det forekommer store mengder fremmedarter. Det kan være et potensielt tema for en fremtidig studie, for å undersøke om utbredelsen av fremmedartene er forandret og naturen følger en naturlig suksesjonsfase.



Ved Artsdatabankens risikovurdering av ekspansjonshastigheten til fremmedartene, skilles det heller ikke mellom hvilken naturtyper artene ekspanderer inn i. Artsdatabanken (2018c) viser til at når det gjelder artenes utbredelse, så forekommer mellom 50-80 % i skrotemark. Utbredelsen stemmer godt med egne funn, hvor hovedtyngden av registreringer forekommer på fyllingene eller i skrotemark, og det var lite spredning inn i andre naturtyper. Med utgangspunkt i kolonisering av naturtyper, hvor ikke skrotemark innbefattes er artene kategorisert til å utgjøre liten effekt på stedegne arter og natur. Om skrotemark inngikk som en del av de kriteriene som inngår i Artsdatabankens risikovurdering, så ville trolig artene fått høyere kategori. De naturtypene som fremmedartene er gitt en risiko for å kunne påvirke, er mye de samme naturtypene. Naturtypene flomfastmark og flomskogmark er ikke registrert i eget feltarbeid, og disse to naturtypene går igjen som naturtyper som fremmedartene kan påvirke. Semi-naturlig eng er også en felles naturtype, men denne naturtypen påvirkes i størst grad ved opphør av drift ved slått eller beite, slik at gjengroing eller suksesjon forekommer. Artsdatabanken viser til at en av de største truslene mot det biologiske mangfoldet i dag er arealendringer, som står for 90 % av tapet av biologisk mangfold i Norge. Fremmedarter utgjør rundt 2 % av tap av biologisk mangfold, noe som er veldig lite sett i forhold til de arealendringene mennesker påfører naturen. For eksempel medfører opphør av slått og beite gjengroing som påvirker 29 % av artene i Norge (Henriksen og Hilmo, 2015). Det er større sannsynlighet for at trusselen mot stedegen natur ligger i arealendringer i kombinasjon med fremmedartene, ettersom arealendringer etablerer habitater fremmedartene trives i.

### 7.2.1 Stedegne arter og fremmede arters egenskaper

Artene som ble registrert sammen med fremmedartene er i stor grad de samme på hvert felt. Som vist i resultatene forekommer hestehov, kløver, revebjelle, høymol, fuglevikke, lyssiv, geitrams og bringebær med stor hyppighet på fyllingene. Alle disse artene er ifølge artsdatabanken (2018) vurdert til å ha livskraftige bestander. Artene som ble registrert i felt er vanlige arter på skrotemark, og i Fremstad (1997) defineres ofte artene på skrotemark som ugress. Ugress er konkurransesvake arter som trives ved vedvarende forstyrrelse, og har egenskaper relatert til R-strateger. Fordelingen og plasseringen av fremmedartene og stedegne arter i felt viser at de har felles egenskaper som blant annet stor spredningsevne og en bred økologisk nisje (Gederaas et al., 2012). Flere av de stedegne artene har egenskaper som samsvarer med definisjonen problemart, og det finnes flere eksempler på stedegne arter som er uønsket av mennesker i for eksempel landbruket. I landbruket blir for eksempel lyssiv sett på

som en uønsket art, fordi arten gir forproduksjonen dårligere næringsverdi og kvalitet (Sjursen og Kaczmarek, 2016). Lyssiv har også fått økt spredning til nye områder hvor den tidligere ikke var vanlig. Det samme gjelder mjødukt, denne overtar og dominerer gjerne etter opphør av beite og slått, før skog overtar (Sjursen, 2013; Pedersen, 2017b). Hestehov opptrer også som ugress i eng og har trolig fått økt utbredelse ved menneskelig aktivitet. I dag er hovedhabitatet forstyrrede områder, som oppstår ved blottlegging av arealer (Pedersen, 2017a). Disse artene ble registrert i store mengder sammen med fremmedartene i felt. Stedegne arter har mange av de samme egenskapene som fremmedartene har. Det som skiller dem er artsdatabankens kategorisering som fremmed i Norge, ved at det er dokumentert innførsel eller reproduserende bestand etter år 1800. Det skilles altså ikke på hvilke egenskaper artene har, selv når de deler mange likhetstrekk. Stedegne problemarter vurderes ut fra hvilken naturtype arten kan påvirke negativt (Bär, 2013). Rejmanek et al. (1996) viser til at skillet mellom definisjonene ugress, fremmedarter og pionerarter som koloniserer seg raskt etter suksesjon deler mange likheter. Pionerarter er i stor grad vellykkede invaderende arter, men kun i forstyrrede habitater. På samme måte kan fremmedarter bli klassifisert som et vellykkede ugress. I sitt naturlige utbredelsesområde i Japan er for eksempel parkslirekne en pionerart som raskt etableres ved sekundærsuksesjon (Shimoda og Yamasaki, 2016). Den viser også tegn til rask etablering i mitt studieområde, forutsett at jordmassene inneholder stengelbiter. Både fremmedarter og stedegne problemarter har mye av de samme egenskapene ved vegetativ spredning og effektiv frøspredning. I mitt feltarbeid forekom det en jevn fordeling mellom fremmedartene og de stedegne artene, hvor stedegne arter etablerte seg i samme tempo som fremmedartene. De stedegne artene registrert på fyllingene fremstår ikke å være truet av fremmedartene, basert på vurderingen fra Artsdatabanken og egne observasjoner.

### 7.3 Hvilke faktorer skiller mellom vellykket og mislykket etablering for fremmedartene?

Som beskrevet i delkapittel 7.1., viser min studie at det forekommer liten spredning av fremmedarter ut fra de undersøkte fyllingene. Det er en tydelig høyere forekomst av fremmedarter på fyllingene enn i naturen rundt. Felles for artene er at alle ble funnet på skrotemark, men med varierende resultat fordelt mellom andre naturtyper. Resultatene fra feltarbeidet viser at parkslirekne har den største utbredelsen og tilstedeværelse i andre naturtyper av alle kartlagte fremmedarter, etterfulgt av bulkemispel og rødhyll. Gyvel er



registrert med hovedtyngde i skrotemark, mens hagelupin ikke ble funnet utenfor fyllingene. Dette viser at egenskapene til artene og habitatet trolig kan påvirke utbredelsen.

Etablering av en fylling innebærer at et område blir tilført såpass store forstyrrelser at området tilbakeføres til en sekundærsuksjonsfase. Forstyrrelsen ved etablering av fyllingene er påvirket av menneskelig aktivitet, og medfører redusert konkurranse og aktivering av tilstedeværende frøbank (Stace og Crawley, 2015). Som nevnt tidligere viser Lockwood et al. (2013) til at forstyrrelse gir rom for forandring og muligheter og gir muligheter for både stede- og fremmede arter. Det skilles ikke mellom god eller dårlig forstyrrelse. Dette stemmer i stor grad med mine egne funn. Forstyrrelsen ved etablering av fyllingene har gitt like muligheter for stede- og fremmede arter. Det synes derfor å være grunnlag for å hevde at påstanden om at fremmedarter gis større muligheter for vellykket etablering ved forstyrrelse ikke stemmer. Et argument som underbygger denne påstanden er at Lockwood et al. (2013) viser til at forskning på fremmedarter blir gjennomført i områder hvor de har klart å etablere seg. Forskning på habitater hvor ikke fremmedarter har klart å etablere seg finnes det imidlertid lite informasjon om, ettersom det er vanskelig å finne habitater hvor etablering er mislykket. Fremmedarter framstår dermed som svært vellykkede invaderende arter i andre habitater, men både tidligere forskning og mine egne undersøkelser viser til at den vellykkede etableringen oftest skjer i forstyrrede habitater. Det ble ved et par anledninger ikke registrert fremmedarter på fyllingene, eller i naturtyper noe som trolig betyr at en vellykket etablering, er avhengig av flere faktorer som hvilken type forstyrrelse, hvilke arter som er tilstede og hvilke egenskaper de har. Mine undersøkelser viser blant annet ikke til funn av fremmedarter i veletablert skog, eller i stor grad i områder utenfor tettbebygde strøk. Ettersom det ble registrert et par fyllinger uten fremmedarter, kan det være grunnlag for å hevde at tilførsel av jordmasser på fyllingene ikke nødvendigvis fører til etablering av fremmedarter. På fyllingene hvor det ble registrert fremmedarter, er det tilstedeværelsen av frø, stengelbiter eller rotdele som gir opphav til en ny populasjon. Dette er tidligere beskrevet som introduksjonspress, men denne kan variere mellom artene. Videre skal det drøftes hvilke faktorer, spredningsmetoder og egenskaper som påvirker tilstedeværelsen av artene på fyllingene.

Fremmedartene som ble kartlagt i mitt feltarbeid er i følge Artsdatabanken (2018c) populære hageplanter, og mange av disse ender opp som hageavfall når planten blir for stor. Som populære hageplanter har disse artene et godt fotfeste i norske hager, og gir artene høyt introduksjonspress (Artsdatabanken, 2018f). Parkslirekne, fagerfredløs og spirea-arter som er

kartlagt på fyllingene er alle karplanter som er lite mobile. De er derfor avhengig av tilstedeværelsen av spredningsenheter i masser for videre spredning og etablering. Fagerfredløs og noen spirea har frøspredning, men ifølge artsdatabanken er spredning via vegetativ spredning mer sannsynlig (Elven et al., 2018b; Elven et al., 2018). Arter som spres vegetativt har en fordel i og med at disse ikke trenger tilstedeværelsen av andre arter for videre formering. De er imidlertid svært avhengig av den menneskelige aktiviteten, noe som kan forklare deres utbredelsen på fyllingene. Artene som er registrert i felt får dermed en fordel ved hageutkast og stor pågang av utbygging. Ved at vegetativ spredning kan gi opphav til et nytt individ i et forstyrret habitat, er det forstyrrelsen i seg selv som fungerer som en spreder av spredningsenhetene (Stace og Crawley, 2015). På fyllingene som inngår i min studie er dette svært tydelig hos arter som har vegetativ spredning. Forstyrrelsen gir opphav til et nytt individ og fungerer dermed som en videre spreder, hvilket er i stor grad tilfellet for utbredelsen av parkslirekne på fyllingene. Den forekommer jevnt spredt på fyllingene. Egenspredningen til parkslirekne er 0,5 meter per år, slik at omfattende egenspredning kan utelukkes på mange av fyllingene. For eksempel kan man ved Såtemyrane registrere egenspredningen til parkslirekne ved flyfoto. Denne utgjør ca. 4 meter siden bestanden oppsto (se figur 44). Parkslirekne er å finne på store deler av fyllingen (se figur 15), men utbredelsen samsvarer ikke med effekten av egenspredning, og viser hvor viktig forstyrrelse er for videre spredning.



Figur 44: Spredning av parkslirekne ved Såtemyrane felt. Kilde: Norgebilder.no

Hagelupin og gyvel spres også ved jordmasser, men er i mindre grad avhengig av menneskelig spredning ettersom disse artene har egenspredning ved frø. Ved flere anledninger i felt ble det blant annet registrert gyvel med en stor forekomst, og spredte individer rundt. Dette viser at

egenspredningen er noe passiv, og at arten ikke vil kunne spres over lengre distanser. Mine funn av hagelupin og gyvel i utkanten av tettbebygde strøk eller uten funn i andre naturtyper, skyldes trolig spredning med jordmasser. Bulkemispel og rødhyll ble registrert ved flere anledninger, men på grunn av effektiv egenspredning via frø er ikke disse artene avhengig av tilførte jordmasser for å kunne spres. De spres blant annet via fugler, noe som gjør at artene kan spres over lange distanser. Kjempebjørnekjeks er en fremmed art i Bergen, og arten ble ikke registrert på fyllingene ved eget feltarbeid. Ifølge Kvalnes (2015) er ikke kjempebjørnekjeks registrert i andre naturtyper i Bergen enn skrotemark og kun ved få forekomster. Arten har bedre forutsetninger for spredning og etablering, basert på spredningsmetode, enn mange av artene registrert i mitt felt. Spredningsmetoden er via frø, og ikke med vegetativ spredning. Den kan likevel spres med jordmasser fordi frøene kan ligge lenge i dvale før de spirer. I følge Stace og Crawley (2015) er det størst sannsynlighet for at arter med lav forekomst skyldes mangel på egnede habitater, og for lav tetthet for videre spredning. Perioden fra en art forekommer i små mengder til den eventuelt får høy nok tetthet for videre spredning kan som beskrevet i kapittel 4.9 være påvirket av en arts latensperiode. Dette er trolig en forklaring på hvorfor ikke kjempebjørnekjeks har en stor utbredelse i Bergen, mens artene som er funnet i mitt eget feltarbeid viser til stor utbredelse. Dette viser at spredningsmetoden til artene kan være med å belyse hvilke arter som bør tas hensyn til ved massehåndtering.

### 7.3.1 Hvorfor forekommer ikke spredning inn i andre naturtyper?

Til tross for høyt spredningspotensial og vellykket etablering i forstyrrede habitater, er det mye litteratur som viser at fremmedarter ikke klarer å etablere seg i andre naturtyper enn de som er påvirket av menneskelig aktivitet (Fremstad og Elven, 1997a; Cox og Moore, 2010; Stace og Crawley, 2015). Høyt introduksjonspress kan føre til større sannsynlighet for vellykket etablering for fremmedartene registrert i felt. Likevel kan ikke introduksjonspresset forklares ved etableringen i ulike habitater. Eget feltarbeid støtter dette argumentet, ettersom det ble registrert svært lite spredning ut fra fyllingene. Samme resultat viser masteroppgaven til Kvalnes (2015). Kvalnes oppsøkte eldre forekomster, som viste lite potensiale til videre spredning over lange perioder. De artene som ble undersøkt i Bergen hadde ikke klart å etablere seg i naturlig vegetasjon, kun innenfor skrotemark og bebygde områder. Ifølge mange andre artikler og annen litteratur om habitatets mottakelighet, er en mye brukt teori at habitater med høy biodiversitet er mer resistent mot fremmede arter. Naturtyper med høy biodiversitet er for eksempel skog, hvilket betyr at fremmedarter vil ha mindre sjanse til å etablere seg i denne

naturtypen. Jeg registrerte imidlertid fremmedarter innenfor naturtypen skog i mitt eget arbeid. Dette gir grunnlag for å anta at det ligger flere faktorer bak etablering i andre naturtyper, og at det trolig finnes mer komplekse forklaringer på vellykket etablering hos fremmedarter enn kun mangel eller tilstedeværelse av høy biodiversitet. Ifølge Stace og Crawley (2015) er skog en av naturtypene hvor det forekommer færrest fremmedarter. Et unntak er skog som er preget av menneskelig aktivitet, og ved tilstedeværelsen av høyt introduksjonspress, fører generelt sett til høyere sannsynlighet for etablering av fremmedarter. Denne forklaringen ved småskala menneskelig forstyrrelse, som Davis (2009) viser til er trolig det jeg har registrert i eget studieområde. Fremmedarter registrert i andre naturtyper var ofte i nærheten av, eller i sammenheng med, småskala forstyrrelse, som for eksempel langs skogsveier og stier (se figur 45). De ble ikke registrert i kjerneområdene av andre naturtyper. Fremstad og Elven (1997a) viser også til at det er svært få arter som har klart å etablere seg i stabile habitater med lukket vegetasjonsdekke. Ut fra egne observasjoner stemmer dette i stor grad. Fremmedarter klarer ikke å etablere seg i andre naturtyper, og forekommer oftest i nærheten av menneskelig aktivitet.



Figur 45: Fremmedarter i utkanten av naturtyper eller langs forstyrrede områder. Her parkslirekne og fagerfredløs

Fyllingene som har opplevd store forstyrrelser, som deponering av masser, faller utenfor forklaringen ved småskala forstyrrelser. Her forekommer det store forandringer som tilbakefører et område til en sekundærsuksessjonsfase. Fyllingene som ble undersøkt i min



studie, viste seg å ha forskjellig alder og vært utsatt for ulike former for aktivitet. Dette fører til at fyllingene er i ulike stadier ved sekundærsuksesjon. Stedegnearter som kystbjørnekjeks, geitrams, bringebær og stornesle ble ofte registrert innenfor områdene kategorisert som suksesjonsskog. Innenfor suksesjonsskog ble det også registrert fremmedarter som bulkemispel, fagerfredløs og parkslirekne. Funn av disse artene sammen med bruk av tidligere flyfoto tyder på at skogen i området er en førstegenerasjonsskog som er utviklet fra et åpent landskap som ikke lenger opprettholdes. Som førstegenerasjonsskog er skogen fortsatt ganske lysåpen (Lundberg, 2005). Den eldre skogen viste mindre forekomster av lyskrevende arter enn det som ble funnet i nyetablert suksesjonsskog. Dette kan også forklare hvorfor det forekommer fremmedarter innenfor naturtyper kartlagt som skog.

Skrotemark som ligger uforstyrret over lenger perioder, vil før eller siden gro igjen med kratt og skog. Uten kontinuerlig forstyrrelse vil områdene bli påvirket av suksesjonsprosesser, og gå over i neste fase (Stace og Crawley, 2015). Blir skrotemark påført jevnlig forstyrrelse medfører dette at området forblir skrotemark, slik at konkurransesvake arter har muligheter til å opprettholdes. I felt ble det registrert flerårige ugress-arter, som gir en indikasjon på at fyllingene utsettes for forstyrrelse, men ikke hyppig. Alderen og aktiviteten på fyllingene ble også bekreftet ved bruk av flyfoto. Ved noen av de eldste fyllingene var tegn etter suksesjon tydelig. Flyfoto viser tydelige tegn til at skog begynner å ta over. Her er trolig ikke masser deponert eller forstyrret, og området gjennomgår en endring. Dette stemmer godt med definisjonen av forstyrret mark definert av Fremstad (1997) og NiN, hvor slike områder vil oppleve en hurtig suksesjon etter forstyrrelse. Ved Grimseid har fyllingen gjennomgått en rask suksesjon. Dette demonstreres i figur 46 der flyfoto viser ca. ti års forskjell. Her har stedegne arter vist større sprednings og etablerings potensiale enn gyvel, spirea og honningknoppurt.



Figur 46: Suksesjon ved Grimseid etter omtrent ti år. Kilde: Norgebilder.no



#### 7.4 utfordringer knyttet til massehåndtering og fremmede arter

En av problemstillingene i min oppgave er å utforske hvilke utfordringer som er knyttet til massehåndtering og fremmedarter. Som nevnt tidligere har problemstillingen fremmedarter og spredning i norsk natur hatt lite fokus i Norge (Fremstad og Elven 1997a). Generelt er fagfeltet et ungt fag som det er knyttet mye usikkerhet til (Catford et al., 2009; Davis, 2011). Dette kan bekreftes ved egne resultater. Informant A kunne fortelle at det var først i 2012 det begynte å bli fokus på temaet i Bergen. Enda senere, rundt 2016, ble det fokus på fremmedarters spredning ved massehåndtering. I søk etter dokumentasjon på hvor jordmassene på de forskjellige fyllingene kommer fra, viste det seg at dette ikke var mulig å finne i kommunens planarkiv for prosjektene. Under intervjuene kunne informantene fortelle og bekrefte at det finnes lite kontroll på hvor jordmassene kommer fra, og flyttes til. Dette er mer en intern kommunikasjon mellom entreprenørene. Mine funn viser at massehåndtering i stor grad fører til spredning av fremmedarter, og at hensyntaking til fremmedarter i jordmasser ikke har vært til stede. Kvalnes (2015) nevner også massehåndtering som en primær spredningsvei for fremmedarter. Egne undersøkelser fra flyfoto og dokumentanalyser viser at de kartlagte fyllingene er eldre, gjerne etablert i perioden 2005-2009. Dersom man tar hensyn til den tiden som går fra planarbeidet starter og til tiltak iverksettes, kan også nyere fyllinger som ble ferdigstilt for et par år siden regnes som gamle. Dette viser at temaet er relativt nytt i forvaltningssammenheng, noe som kan være med på å forklare hvorfor det ble registrert fremmedarter på et stort antall fyllinger. Dette er uavhengig om det er en godkjent fylling eller en villfylling.

Veilederen til Region Nord-Hordland viser til at det er en utfordring å få alle lokale entreprenører og kommuner til å ta spredning av fremmedarter ved massehåndtering på alvor (Region Nordhordland, 2016). Informant A viste også til denne problemstillingen. Av de undersøkte fyllingene er det kun i to tilfeller at fremmedarter blir tatt hensyn til. Dette er ved de nyeste fyllingene ved Fana kirke, og i Hordnesskogen. Likevel viser informant A til at det er lenge igjen før man er der man ønsker ved hensynet til fremmedarter. Arbeidet som er gjennomført i min studie, viser at temaet fremmedarter ved massehåndtering er svært nytt. Egne undersøkelser fra felt dokumenterer funn av parkslirekne, rødhyll, bulkemispel innenfor feltområdet ved Fana kirke, mens kartleggingen som ble gjort i forbindelse med reguleringsplanen kun viste til funn av bulkemispel. I tillegg kom det fram at kartleggingen ble gjennomført om vinteren. Mangelfull registrering av arter, kan henge sammen med

kunnskapsnivået, hensynet i reguleringsplaner og kvaliteten på arbeidet som gjennomføres. Ved egne undersøkelser ble parkslirekne funnet i overgangen mellom skogen og fyllingen ved Fana kirke. Det er sannsynlig at jorden som eventuelt er flyttet inneholder stengelbiter av parkslirekne, ettersom røttene kan nå syv meter ut fra selve planten og eventuelle stengelbiter dermed kan befinne seg langt fra morplanten. Dette viser at det burde stilles større krav til kvaliteten på kartleggingsarbeidet som utføres, som hensyn til vekstsesong og kilder ved innhenting av data. Selv om artsobservasjoner.no kan være et nyttig verktøy, bør det ikke brukes som en fasit. For eksempel ble det ved mitt eget feltarbeid registrert fremmedarter ved de fleste fyllinger, uten at disse var registrert i artsobservasjoner.no. I tillegg til å bruke dette verktøyet, bør man også gjennomføre fysiske undersøkelser av området. Det er heller ikke gitt at en art er registrert selv om området har vært besøkt (Olsen et al., 2017). Dette var et tema som alle informantene også var enig i. Det bør stilles krav til kartleggingen, slik at det ikke tas beslutninger basert på et svakt grunnlag. Det bør også stilles krav til kunnskap om de fremmede artene som blir funnet. Informant B kunne fortelle at ved mottak av masser ble det foretatt egen undersøkelse av hvor jordmassene kom fra. Ved mottak av massene skal disse vært undersøkt på forhånd, og garanteres rene før de leveres. Informant B sa det ikke ble registrert fremmedarter på selve området som det skulle graves i, men at det var fremmedarter et par meter lenger vekk, hvilket betyr at jordmassene kan inneholde stengelbiter som fører til ytterligere spredning.

#### 7.4.1? Hva skal til for å overholde aktsomhetsplikten?

I løpet av de siste årene er det kommet mye ny informasjon og rapporter om håndtering av fremmede arter, også i forbindelse med massehåndtering. Kommunen jobber aktivt med å formidle denne kunnskapen videre. Likevel var alle informantene enige om at kunnskapsnivået er ikke tilstrekkelig godt ved håndtering av fremmedarter. Informant C mente blant annet at det er nødvendig med en samlet veileder for håndtering av fremmedarter, og at denne også skiller mellom risikonivåene innenfor ulike regioner. Å øke kunnskapsnivået hos alle parter involvert er et av de viktigste tiltakene mot fremmede arter. Et av målene til strategiplanen til Bergen kommune er å informere om hvilke arter som utgjør de største truslene innenfor kommunen, samt orientere om hvordan sektorer eller privatpersoner skal forholde seg til fremmedarter. Dette gjøres for å øke kunnskapen blant sentrale aktører. Kunnskapsnivået hos alle parter vil bidra til at det settes større fokus på utfordringen med massehåndtering og fremmedarter. Kunnskapsnivået er viktig for å kunne få fremmedarter inn i reguleringsplaner slik

informantene nevnte. Ved å få inn fremmedarter i sammenheng med massehåndtering, settes det krav til fagpersoner som jobber med temaet. Forhåpentligvis vil dette også være med på å sikre at det dokumenteres hvor massene kommer fra og hva de inneholder og å øke kravene til de som tar imot massene.

Som tidligere nevnt, kom det under intervjuene fram at fokuset på tilstedeværelsen av fremmedarter i jordmasser var svært lav. Ifølge rapporten til Misfjord og Petersen-Angell (2018) er det ikke krav om at løsmasser med fremmedarter skal leveres til deponi for forurensede masser. Dette skyldes at massene ikke er karakterisert som forurensede. Det er per i dag heller ingen lovkrav til dokumentasjon på hvordan fremmedarter har blitt håndtert i masseforflyttingsprosjekter. Når ikke fokuset ikke har vært tilstede ved godkjente fyllinger, er det liten sannsynligheten at villfyllingene i eget felt er dumpet som et resultat av innhold av fremmedarter. Dette er basert på at undersøkelser av flyfoto viser at etableringen av villfyllingene har oppstått senere enn tidspunktet da fremmedarter ble satt fokus på. Informant B kunne fortelle at da det ble gitt avslag på godkjenning av masser som ikke kunne dokumenteres, var det andre som var villig til å ta imot disse massene. Det er ikke grunnlag for å konkludere med at villfyllingene som er dumpet i et område er et resultat av økt fokus på fremmedarter. Det er imidlertid rimelig å anta at det økte fokuset på problemstillingen har bidratt til at villfyllingene som fortsatt er aktiv kan være et resultat av dumping av jordmasser med fremmedarter. Dette er dermed faktorer som er med på å opprettholde spredning av fremmede arter, og som gjør det vanskelig å forhindre videre spredning når ikke problemstillingen er godt nok integrert hos alle parter innen massehåndtering. På grunn av manglende kunnskap og fokus på fremmedarter ved massehåndtering er det lite som skiller mellom godkjente fyllinger og villfyllinger når det gjelder etablering og spredning av fremmedarter. Hovedskillet mellom godkjente og ulovlige fyllinger ligger ved mangel på tilsyn ved dumping av jordmasser på villfyllingene. Mange av villfyllingene er ifølge rapporten til Nieznalski (2017) et resultat av forurenset byjord som deponeres som villfyllinger. Byjord stammer fra tettbebygde områder, og rapporten til Olsen et al. (2017) viser en korrelasjon mellom funn av fremmedarter og mennesker. Dette betyr at jord fra bynære områder og villfyllinger har stor sannsynlighet for å inneholde fremmedarter. Egne funn i feltarbeidet, viser at det ikke er stor forskjell mellom villfyllinger og godkjente fyllinger når det gjelder funn av fremmedarter på fyllingene. Begge typer fyllinger inneholder fremmedarter. Dette bekrefter inntrykket av at krav og tiltak som kan begrense forekomsten av fremmedarter i masser forekommer i liten grad, og at dette er tilfelle uavhengig av om fyllingen er lovlig eller ikke.

For å hindre dumping av masser med fremmedarter på lovlige og ulovlige fyllinger, må det føres tilsyn på massene som skal deponeres eller fraktes. Alle informantene var enig om at tilsyn er et viktig tiltak for å hindre videre spredning av fremmedarter. Uten tilsyn vil det være umulig å kontrollere hvilke masser som tilføres, og skaden kan allerede være skjedd. Ved utbyggingsprosjekter må hensynet til fremmedarter komme så tidlig som mulig inn i arbeidet. Spredningsmetoden til artene vil gjøre det vanskelig å forhindre videre spredning, ettersom frø eller stengelbiter kan overleve lenge før de spirer på nytt. Det vil derfor også være viktig å utføre tiltak etter at massene er deponert. Etter søk i dokumenter er det kun ved fyllingen i Hordnesskogen at dette tiltaket nevnes. Hordnesskogen er et deponi som per dags dato kun består av steinmasser (se figur 47). Et krav i reguleringsplanen viser til nødvendigheten av å gjennomføre tilsyn i opptil tre år etter endt anleggsarbeid, for å bekjempe fremmedarter. Dette nevnes også som et viktig tiltak i rapporten til Misfjord og Petersen-Angell (2018). Ved økt fokus på fremmedarter ved massehåndtering, må det legges til rette metoder for håndtering og levering av massene. Informantene viste til behovet for deponier hvor man kunne levere inn rene masser som ikke er kategoriserer som forurensede masser, men som kun inneholder fremmedarter. Massene er ikke nødvendigvis forurenset selv om de er infisert av fremmedarter. Per dags dato eksisterer det ikke mottak for rene masser med fremmedarter i Bergen. Ved graving i masser som inneholder fremmedarter, anbefaler kommunen at massene håndteres lokalt på stedet eller at de leveres til godkjent deponi. Det er kostbart å levere massene til godkjente deponi for forurensede masser. Ifølge Heimstad et al. (2015) er det generelt også vanskelig å finne anlegg som tar imot masser med fremmedarter. Ved manglende godkjente



Figur 47: Hordnesskogen deponi

mottak må massene fraktes langt, eller håndteres på andre måter som kan få uheldige konsekvenser for stedegent biologisk mangfold. I veilederen som er laget for håndtering av jordmasser, pekes det på at det er viktig å se muligheter heller enn å begrense gjenbruket av massene. Å avslå søknader kan medføre at massene blir kjørt ut av kommunen eller at de blir deponert som ulovlige masser (Torsteinsen et al., 2018).

#### 7.4.2 Fremmedarter i Bergen – mer enn bare parkslirekne?

Parkslirekne var den fremmearten som forekom hyppigst i eget feltarbeid. Dette funnet samsvarer med data fra artsobservasjoner.no. Av 437 registreringer i Bergen står parkslirekne for 345 registreringer i artsobservasjoner (Artsdatabanken, 2018b). Etersom denne arten er aggressiv og svært utbredt i Bergen, er det naturlig at det er stort fokus på denne arten både i intervjuene og på møtene jeg deltok på. Det finnes mye informasjon om artens biologi, spredningsmetoder og bekjempelse. Mine funn viser at over halvparten av registreringene i eget felt er parkslirekne. Dette bekrefter artens utbredelse i Bergen. Likevel viste også andre arter også stor utbredelse, dette gjaldt for eksempel gyvel, hagelupin, spirea og fagerfredløs. Som tidligere nevnt, ønsket informant C større fokus på andre fremmedarter som forekommer ved massehåndtering, og bedre kunnskap på disse artenes biologi, håndtering og bekjempelse.

Det er regionale forskjeller på hvilken negativ innvirkning fremmedarter har på stedegen natur. I handlingsplanen til Fylkesmannen nevnes rynkerose som en art som ikke utgjør et problem i Hordaland, ettersom det er mangel på naturtypen sanddynemark. Gyvel har heller ikke merkbar negativ påvirkning på stedegen natur i Bergen. Den kan likevel utkonkurrere arter i kystlynghei som finnes i nabokommunene (Skouen og Overvoll, 2018). At dette er en reell problemstilling bekreftes av at det både blant annet ble det nevnt på deltakelse på de møtene jeg deltok på, og av informant B, pekes på at jordmasser ofte leveres på tvers av kommunegrenser. Mange av artene som er registrert i feltarbeidet har, som tidligere vist, effektiv vegetativ spredning ved jordmasser. Muligheten for at jordmasser som inneholder fremmedarter kan komme til å bli plassert i et uønsket habitat ved forflytting av masser, er til stede. Som Davis (2011) viser til i sin artikkel er det knyttet stor usikkerhet til hvilken effekt fremmedarter har på biologisk mangfold. Han viser til at fremmedarter ikke nødvendigvis medfører konsekvenser for biologisk mangfold, men understreker samtidig at det er vanskelig å forutse hvilke konsekvenser introduksjon av nye arter til et nytt habitat vil få. Dette skyldes at effektene kan komme lenge etter at arten er introdusert. Argumentene til Davis samsvarer med «føre var-



prinsippet» og kan forsvare hvorfor man bør ta strenge hensyn til fremmedarter ved massehåndtering. Det anbefales derfor at forvaltningen følger et «føre-var»-prinsipp. Dette er basert på at en «føre-var» holdning vil være den mest kostnadseffektive. Tilnærmingen følger en tre-trinns tilnærming hvor målet er å holde etablerte bestander i sjakk og å forhindre ytterligere spredning. I sin strategiplan har Bergen kommune valgt å sette inn tiltak mot arter i stor og liten kategori. Artene i kategorien liten samsvarer med «føre var»-prinsippetets tre-trinns regel som viser til å forhindre etablering av en art i et nytt område. For eksempel er kjempebjørnekjeks en art som er plassert i kategorien liten, og som det ifølge strategiplanen er en art som det skal settes i gang tiltak og bekjempelse mot. Av de artene som jeg har registrert i mitt feltarbeid, er det kun parkslirekne og bulkemispel som det er satt inn tiltak mot i strategiplanen til Bergen kommune. Dette kan være et resultat av mangel på tilgjengelige ressurser og prioriteringer, men det viser også behovet for å kartlegge utbredelsen til andre fremmedarter innenfor Bergen kommune.

Artene i strategiplanen er basert på geografisk områder hvor fremmedarter utgjør en trussel mot stedegen natur, er på vei til å spre seg inn i verdifullt kultur- og naturlandskap, er i etableringsfasen, utgjør helsemessig trussel eller fysiske barrierer for mennesker. Parkslirekne nevnes som en art der iverksetting av tiltak primært begrunnes i at arten utgjør fysiske barrierer for mennesker, og svært lite i trusler mot biologisk mangfold. Mens det viktigste argumentet for å ha fokus på parkslirekne ved massehåndtering er å forhindre at den blir en barrierer for kjøretøy og mennesker. Mens bulkemispel er på listen fordi den kan være bærer av sykdommen pærebrann (Bergen kommune, 2014). Mine egne funn viser til at det er svært få av fremmedartene som utgjør noen trussel mot biologisk mangfold. Dette samsvarer med strategiplanen til Bergen kommune på dette punktet. Selv om ikke fremmedarter utgjør en direkte trussel mot stedegen natur, vet man ikke hvilke konsekvenser fremmedarter kan medføre på lang sikt. Hvis målet er å beskytte det biologiske mangfoldet ved å overholde føre-var-prinsippet, bør det settes fokus på spredning av fremmedarter via massehåndtering, ettersom det er en stor kilde til spredning.

Hensynet til fremmedarter er ikke alltid lett å overholde når arter får endret risikovurdering ved nye vurderinger. Gyvel er en art som er kommet på den nye fremmedartslisten i 2018. Arten viste seg å ha stor utbredelse i eget feltarbeid, men forekom kun i skrotemark og på fyllingene. Ifølge handlingsplanen for Hordaland fylkeskommune er det satt i gang kartlegging av arten innenfor fylket. Dette gjelder også sitkagran, som havnet på Fremmedartslisten i 2012, og som

fikk svært mye oppmerksomhet etterpå. Europalerk er ikke lenger vurdert som fremmed art i Norge, basert på funn av etablerte bestander før år 1800. Europalerk har dermed gått fra å utgjøre svært høy risiko til ikke å bli vurdert fra 2012 til 2018 (Artsdatabanken, 2018h). Selv om europalerk ikke lenger er risikovurdert, er ikke artens potensiale til å etableres i andre naturtyper endret. At nye arter får høyere eller lavere vurdering ved nye risikovurderinger av Artsdatabanken, kan gi utfordringer når det gjelder hvilke arter som skal håndteres innenfor kommunen. Fremmedartslisten er et godt verktøy for informasjon om fremmede arter i Norge, men Artsdatabanken framstår som kun et organ for informasjon om fremmede arter i norsk natur og deres økologiske risiko. De bestemmer ikke hvordan forvaltningen skal forvalte fremmedarter innenfor kommunens grenser (Gederaas et al., 2012). Ved å forhindre videre spredning av uønskede arter, vil føre-var-prinsippet overholdes og artene holdes nede, basert på spredningsmetode. Arter som spres ved vegetativ spredning vil i stor grad ikke kunne spres videre hvis det tas hensyn til fremmedarter ved massehåndtering. Andre arter vil mye vanskeligere å bekjempe ved massehåndtering, som bulkemispel og rødhyll. Dette er arter med effektiv egenspredning via frø, noe som gjør at den vil være nærmest umulig å holde nede. Fremstad (2008) mener selv om ikke alle fremmede arter virker viktig å bekjempe nå, bør de holdes nede som et ledd i en «føre-var-policy». Dette er basert på at det er mer kostnadseffektivt å følge et føre-var-prinsipp, samt at man ikke vet hvilke konsekvenser arter kan medføre på lengre sikt. Det vil kanskje være lettere å fokusere på spredningsmetoder og fremmedarters nisjer generelt, og på de naturtypene hvor man ikke ønsker fremmedarter i spesielt, enn å skulle fokusere på spesifikke arter og hvorvidt de er fremmed eller ikke. Selv om også dette vil kreve kunnskap om fremmedarter, vil det gjøre det lettere å håndtere slike problemstillinger som her er diskutert. Et godt steg på veien vil likevel være å ta hensyn til fremmedarter i masser, ettersom mange arter er avhengig av menneskelig aktivitet for videre spredning.

## 8.Konklusjon

I oppgaven har jeg belyst hvordan spredning av fremmedarter forekommer, og at dette skjer i stor grad via massehåndtering, og hvilke utfordringer dette gir personer og forvaltningen som jobber med denne problemstillingen. Egne resultater viser at spredning av fremmede arter skjer med stor hyppighet ved forflytting av masser i Bergen. Artene som er funnet i feltarbeidet viser også forskjell på artenes spredningspotensiale. Noen av artene ble kun registrert i skrotemark eller på fyllingene og er svært avhengig av menneskelig aktivitet for videre spredning. Artene som med størst hyppighet ble registrert i feltarbeidet var parkslirekne, gyvel, fagerfredløs, spirea og hagelupin. Til tross for spredning ved masseforflytning som skjer i forbindelser med etablering av fyllingene, viser de fleste fremmedartene lite tegn til videre spredning inn i andre naturtyper. Det var i svært få tilfeller registrert fremmede arter spredt inn i andre naturtyper. Spredning inn i andre naturtyper viste seg å ha sammenheng med småskala forstyrrelser, eller at artene er kartlagt i overgangen mellom to naturtyper. Fremmedartene ble aldri registrert i kjerneområdet av naturtypene rundt fyllingene. Tre viktige faktorer for etablering av fremmedarter virker i min studie å være introduksjonspress, et habitats fysiske egenskaper og egenskaper ved fremmedartene. Fremmedartene er i stor grad knyttet til menneskelig aktivitet, og arealendringer fører til etablering av habitater som fremmedartene trives i. Dette stemmer godt med egne funn i felt, og kan forklare hvorfor det i stor grad ble registrert fremmedarter på fyllingene, og i liten grad i omkringliggende natur. Disse funnene kan være nyttig i forvaltningssammenheng, ettersom det viser at de fleste fremmedarter ikke har ukontrollerbar spredning og etablering.

Med utgangspunkt i min studie, er det grunnlag for å hevde at forvaltningen i Bergen kommune står ovenfor utfordringer i sitt arbeid med håndtering av masser som inneholder fremmedarter. I oppgaven pekes på flere områder der det er forbedringspotensialer. For eksempel kommer det i mine intervjuer frem at det ikke har vært særlig fokus på fremmedarter ved deponering av jordmasser inntil for få år siden. Dette kan være årsaken til at det i mitt feltarbeid blir registrert fremmedarter også på fyllinger som er godkjente. Samtidig er det registrert fremmedarter på villfyllingene, men i hvor stor grad dette har sammenheng med tilsiktet deponering på grunn av fremmedarter er usikkert. Dette kan være forklaringen på at det er lite forskjellen på lovlige og ulovlige fyllinger i Bergen når det gjelder innhold av fremmede arter. Skal fremmedartene holdes i sjakk, må forvaltningen følge aktsomhetsplikten og føre-var-prinsippet for å forhindre videre spredning av fremmedarter ved massehåndtering. Å ikke ta hensyn til denne

problemstillingen kan føre til større problemer i framtiden. Jeg har i denne oppgaven pekt på at mange av artene har frøbank som kan overleve lenge i jorden, og at en forstyrrelse kan gi artene en mulighet til å spire. Det er derfor viktig å gjennomføre tiltak fra start til slutt i et prosjekt, og også i etterkant for å hindre etablering av nye skudd. Den største utfordringer som forvaltningen står overfor er trolig kombinasjonen av manglende kunnskap sammenholdt med for dårlig integrering av fokuset på forebyggende tiltak for å hindre spredning av fremmedarter i sine reguleringsplaner. Det vil også være svært viktig å føre tilsyn og stille krav til kvaliteten ved deponering av masser og fremmedarter. Uten tilsyn vil det være umulig å undersøke hvilke masser som deponeres, selv på godkjente fyllinger.

Kunnskapen som er utviklet i denne oppgaven kan forhåpentligvis være et bidrag til arbeidet med å opplyse om utbredelsen av en del av de prioriterte fremmedartene innenfor Bergen og Hordaland. Fokuset på spredning av fremmedarter via massehåndtering er økende, og Bergen kommunes strategiplan har gode tiltak for å stoppe videre spredning. Det vil være interessant å følge utviklingen av dette temaet får i framtidige prosjekter, og hvorvidt de tiltakene kommunen gjennomfører vil ha en positiv virkning. Det vil også være viktig å følge og dokumentere disse prosessene med nye studier.

## Litteraturliste

- Andersen, T., Steine, G. & Tuft, F. R. (2015). *Samfunnsnyttig massedisponering*. Bergen: Asplan Viak AS.
- Artsdatabanken. (2018a). 70 % av artene utgjør en risiko. *Fremmedartslista 2018*, (20.02.2019). Hentet fra <https://www.artsdatabanken.no/Pages/241668>
- Artsdatabanken. (2018b). Artsobservasjoner.no. Hentet fra <https://www.artsobservasjoner.no>
- Artsdatabanken. (2018c). Fremmedartslista 2018. *Fremmedartslista 2018*, (07.03.2019). Hentet fra <https://www.artsdatabanken.no/fremmedartslista2018>
- Artsdatabanken. (2018d). Fremmede arter koloniserer truede naturtyper. *Fremmedartslista 2018*, (27.03.2019). Hentet fra <https://artsdatabanken.no/Pages/244807>
- Artsdatabanken. (2018e). Kriterium A til I – på hvilken måte påvirkes naturmangfoldet? *Fremmedartslista 2018*, (24.04.2019). Hentet fra <https://www.artsdatabanken.no/Pages/241670>
- Artsdatabanken. (2018f). Planter på vei over hagegjerdet. *Fremmedartslista 2018*, (16.01.2019). Hentet fra <https://artsdatabanken.no/Pages/241514>
- Artsdatabanken. (2018g). Regionalt fremmede arter. *Fremmedartslista 2018*, (20.02.2019). Hentet fra <https://www.artsdatabanken.no/Pages/241515>
- Artsdatabanken. (2018h). Risikovurdering av trær. *Fremmedartslista 2018*, (24.04.2019). Hentet fra <https://artsdatabanken.no/Pages/241508>
- Bergen kommune. (2014). *Fremmede skadelige arter i Bergen kommune: Strategiplan*. Bergen: Bergen kommune. Hentet fra <https://www.bergen.kommune.no/omkommunen/avdelinger/bymiljoetaten/11015/article-121552>
- Blaalid, R., Often, A., Magnussen, K., Olsen, S. L. & Westergaard, K. B. (2017). *Fremmede skadelige karplanter – Bekjempelsesmetodikk og spredningshindrende tiltak*. (NINA Rapport 1432). Bergen: NINA.
- Bryn, A. (2011). Gjengroing i kulturlandskapet. *Kulturarven*, nr. 57, s. 28-31.
- Bryn, A. & Ullerud, A., H. (2018). *Feltveileder for kartlegging av terrestrisk naturvariasjon etter NiN (2.2.0) – tilpasset målestokk 1:5000 og 1:20 000*. Oslo: Naturhistorisk museum.
- Bär, A. (2013). *Kulturmark- tilstand og overvåkning (M93-2013)*. Trondheim: Miljødirektoratet.
- Catford, J. A., Jansson, R. & Nilsson, C. (2009). Reducing redundancy in invasion ecology by integrating hypotheses into a single theoretical framework. *Diversity and Distribution*, 15(1), s. 22-40. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00521.x>
- Clifford, N., Cope, M., Gillespie, T. W. & French, S. (Red.). (2016). *Key methods in geography* (3. utg.). Los Angeles: SAGE.
- Cox, C. B. & Moore, P. D. (2010). *Biogeography: An ecological and evolutionary approach* (8. utg.). Hoboken: Hoboken: John Wiley & Sons, Incorporated.
- Daehler, C. C. (2003). Performance comparisons of co-occurring native and alien invasive plants: implications for conservation and restoration, *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1).
- Davis, A. M. (2009). *Invasion biology*. Oxford: Oxford University Press.



- Davis, A. M. (2011). Invasive Biology. I D. Simberloff & M. Rejmanek (Red.), *Encyclopedia of Biological Invasions* (s. 364-369). University of California Press: University of California Press.
- Elton, S., Charles. (1958). *The ecology of invasions by animals and plants*. London: Methuen.
- Elven, R., Hegre, H., Solstad, H., Pedersen, O., Pedersen, P. A., Åsen, P. A., ... Vandvik, V. (2018a). Gyvel *Cytisus scoparius*. *Fremmedartslista 2018*, (06.02.2019). Hentet fra <https://artsdatabanken.no/Fab2018/N/899>
- Elven, R., Hegre, H., Solstad, H., Pedersen, O., Pedersen, P. A., Åsen, P. A., ... Vandvik, V. (2018b). *Lysimachia punctata*, vurdering av økologisk risiko. *Fremmedartslista 2018*, (06.02.2019). Hentet fra <https://artsdatabanken.no/Fab2018/N/1512>
- Elven, R., Hegre, H., Solstad, H., Pedersen, O., Pedersen, P. A., Åsen, P. A., ... Vandvik, V. (2018c). *Reynoutria japonica*, vurdering av økologisk risiko. *Fremmedartslista 2018*, (02.02.2019). Hentet fra <https://artsdatabanken.no/Fab2018/N/1130>
- Elven, R., Hegre, H., Solstad, H., Pedersen, O., Pedersen, P. A., Åsen, P. A., ... Vandvik, V. (2018). *Sorbaria sorbifolia*, vurdering av økologisk risiko. *Fremmedartslista 2018*, (07.02.2019). Hentet fra <https://artsdatabanken.no/Fab2018/N/1447>
- Elven, R., Hegre, H., Solstad, H., Pedersen, O., Pedersen, P. A., Åsen, P. A. & Vandvik, V. (2018). *Lupinus polyphyllus*, vurdering av økologisk risiko. *Fremmedartslista 2018*, (07.02.2019). Hentet fra <https://artsdatabanken.no/fremmedarter/2018/N/144>
- Erdal, M. & Gundersen, L. (2015). *Svartelistede arter i rosendal - parkslirekne og platanlønn* (Bacheloroppgave). Universitetet i Bergen, Bergen.
- Fløystad, S. I. & Holm, K.-A. (2018). Parkslirekne *Reynoutria japonica*. *Plantevernleksikonet*, (06.02.2019). Hentet fra <https://www.plantevernleksikonet.no/l/oppslag/1627/>
- Fotland, A. T. (1992). *Våtmarksområder som økosystem og ressurs* (Hovedfagsoppgave). Universitetet i Bergen, Bergen.
- Fremstad, E. (1997). *Vegetasjonstyper i Norge*. Trondheim: Norsk institutt for naturforskning.
- Fremstad, E. (2007). Fremmede planter – spiller de(t) noen rolle? *Naturen*, 131 (4), s. 157-162.
- Fremstad, E. (2008). *Fremmede arter i Trondheim. En utredning*. Trondheim: NTNU vitenskapsmuseet.
- Fremstad, E. (2010). Invasive Alien Species Fact Sheet – *Lupinus polyphyllus*. Hentet 27.02.2019 fra [www.nobanis.org](http://www.nobanis.org)
- Fremstad, E. (2012a). Faktaark - Rynkerose *Rosa rugosa*, *Artsdatabankens faktaark nr. 245* (02.05.2019). Hentet fra <http://www2.artsdatabanken.no/faktaark/Faktaark245.pdf>
- Fremstad, E. (2012b). Parkslirekne *Reynoutria Japonica* (tidl. *Fallopia japonica*), *Faktaark nr. 246*. Hentet fra <http://www2.artsdatabanken.no/faktaark/Faktaark246.pdf>
- Fremstad, E. & Elven, R. (1997a). Alien plants in Norway and dynamics in the flora: a review. *Norsk Geografisk Tidsskrift - Norwegian Journal of Geography*, Vol.51(4), s.199-218.
- Fremstad, E. & Elven, R. (1997b). Fremmede planter i Norge de store *Fallopia*-artene. *Blyttia*, 55(1), s. 3-14.
- Fremstad, E. & Elven, R. (2000). Fremmede planter i Norge. Flerårige arter av slekten lupin *Lupinus L.* *Blyttia*, 58(1), s. 10-22.

- Futura, F. (2014). *Veileder i håndtering av fremmede arter. Bekjempelse og massehåndtering*. Oslo Forsvarsbygg.
- Gederaas, L. & Artsdatabanken. (2012). *Fremmede arter i Norge : med norsk svarteliste 2012*. Trondheim: Artsdatabanken.
- Gederaas, L., Moen, L. T., Skjelseth, S. & Larsen, L. (Red.). (2012). *Fremmede arter i Norge - med norsk svarteliste 2012*. Trondheim: Artsdatabanken.
- Grundt, H. H. (2012). Faktaark - Bulkemispiel, *Artsdatabankens faktaark ISSN1504-9140 nr. 256(22.11.2018)*. Hentet fra <http://databank.artsdatabanken.no/FremmedArt2012/N63230>
- Hagland, T. (2013). *Effekten av gyvel (cytisus scoparius) på vegetasjonen* (Masteroppgave). Universitetet for miljø- og biovitenskap, Drøbak.
- Heimstad, R., Osen, R. & Johnsen, L. K. (2015). *Tiltak mot spredning av fremmede plantearter gjennom massehåndtering. Kunnskapsstatus og utfordringer i maskinentreprenørbransjen* (126294-RIM-RAP-001). Oslo: Multiconsult
- Helland-Hansen, W. & Bergen museum (Red.). (2004). *Naturhistorisk vegbok : Hordaland*. Bergen: Bergen museum Nord 4.
- Hendrichsen, D. K., Åström, J., Forsgren, E. & Skarpaas, O. (2014). *Spredningsveier for fremmede arter i Norge* (NINA Rapport 1091). Trondheim.
- Henriksen, S. & Hilmo, O. (2015). Påvirkningsfaktorer. Norsk rødliste for arter 2015. Hentet 15.03.2019 fra <http://www.artsdatabanken.no/Rodliste/Pavirkningsfaktorer>
- Hobbs, R. J., Walker, J. & Walker, L. R. (2007). *Linking restoration and ecological succession*. New York: Springer.
- Holden, J. (Red.). (2012). *An introduction to Physical Geography and the Environment* (3. utg.). Harlow: Pearson Education Limited.
- Jeschke, J. M. & Heger, T. (2018). *Invasion biology : hypotheses and evidence*. Wallingford: CABI.
- Johnsen, G. H., Spikkeland, O. K., Kålås, S. & Bjelland, T. (2012). *Naturfagleg kartlegging av tre moglege område for deponi for stein (1590)*. Bergen: Rådgivende Biologer.
- Knudsen, R. (2012). Risikovurdering av pærebrann i Norge (2007). Hentet 02.05.2019 fra [https://www.mattilsynet.no/planter\\_og\\_dyrking/planteskadegjorere/bakterier\\_og\\_fyto\\_plasma\\_i\\_planter/paerebrann/risikovurdering\\_av\\_paerebrann\\_i\\_norge\\_2007.3915](https://www.mattilsynet.no/planter_og_dyrking/planteskadegjorere/bakterier_og_fyto_plasma_i_planter/paerebrann/risikovurdering_av_paerebrann_i_norge_2007.3915)
- Kvalnes, L. K. (2015). *Svartelistearter i Bergen – En trussel for det biologiske mangfoldet?* (Mastergradsavhandling). Universitetet i Bergen, Bergen.
- Kålås, J. A., Henriksen, S., Skjelseth, S. & Viken, Å. (Red.). (2010). *Miljøforhold og påvirkninger for rødlistearter*. Trondheim: Artsdatabanken.
- Lockwood, J. L., Hoopes, M. F. & Marchetti, M. P. (2013). *Invasion ecology* (2. utg.). Chichester, West Sussex, UK: Wiley-Blackwell.
- Lundberg, A. (2005). *Landskap, vegetasjon og mennesket gjennom 400 år* Bergen: Fagbokforlaget.
- Lundberg, A. (2010). Conflicts between Perception and Reality in the Management of Alien Species in Forest Ecosystems: A Norwegian Case Study. *Landscape Research*, 35(3), 319-338. <https://doi.org/10.1080/01426391003746523>
- Miljødirektoratet. (2018). Utvalgte naturtyper. Hentet 03.05.2019 fra <https://www.miljostatus.no/tema/naturmangfold/utvalgte-naturtyper/>

- Miller, G. T. & Spoolman, E. S. (2012). *Living the environment* Brooks Cengage Learning.
- Misfjord, K. & Petersen-Angell, S. (2018). *Håndtering av løsmasser med fremmede skadelige plantearter og forsvarlig kompostering av planteavfall med fremmede skadelige plantearter*. Trondheim: SWECO.
- Moen, A. (1998). *Vegetasjon*. Hønefoss: Norges geografiske oppmåling.
- Nieznalski, Z. (2014). *Massedeponering i Bergen kommune 2014*. Bergen: Byrådsavdeling for byutvikling, klima og miljø.
- Nieznalski, Z. (2017). *Massedeponering i bergen kommune – oppdatering av en rapport fra 2014* Bergen: BIR.
- Olsen, S. L., Åström, J., Hendrichsen, D., Bjerke, J. W., Blaalid, R., Tøpper, J. & Bakkestuen, V. (2017). *Fremmede karplanter i Norge: Modellering av introduksjonsområder og nåværende utbredelse* (NINA Rapport 1393). Oslo.
- Pedersen, C. (2017a). Blomster i kulturlandskapet - Hestehov. Hentet 27.03.2019 fra <https://www.nibio.no/tema/landskap/overvaking-av-jordbrukslandskap/3q/blomster-i-kulturlandskapet/hestehov>
- Pedersen, C. (2017b). Blomster i kulturlandskapet - Mjødurt. Hentet 27.03.2019 fra <https://www.nibio.no/tema/landskap/overvaking-av-jordbrukslandskap/3q/blomster-i-kulturlandskapet/mjodurt>
- Region Nordhordland. (2016). Jordmasser frå problem til ressurs - ta vare på matjorda. Hordaland.
- Rejmanek, M., Prach, K. & Wade, M. (1996). What makes a species invasive? *Ecology*, Vol. 77.
- Ricklefs, E. R. (1990). *Ecology* (3. utg.). New York: W.H. Freeman and Company.
- Sandvik, H., Gederaas, L. & Hilm, O. (2017). *Retningslinjer for økologisk risikovurdering av fremmede arter, versjon 3.5*. Trondheim: Artsdatabanken.
- Shimoda, M. & Yamasaki, N. (Red.). (2016). *Vegetation structure and function at multiple spatial, temporal and conceptual scales* (1. utg.). New York: Springer Berlin Heidelberg.
- Simberloff, D. (2010). Invasive Species. I N. S. Sodhi & P. R. Ehrlich (Red.), *Conservation Biology for All* (s. 131-148). New York: Oxford University Press.
- Sjursen, H. (2013). Mjødurt. Hentet 27.03.19 fra <https://www.plantevernleksikonet.no/l/oppslag/256/>
- Sjursen, H. & Kaczmarek, W. (2016). Lyssiv. Hentet 27.03.19 fra <https://www.plantevernleksikonet.no/l/oppslag/1519/>
- Skouen, K., S., & Overvoll, O. (2018). *Handlingsplan mot framande skadelege artar i Hordaland*. Bergen: Fylkesmannen i Hordaland.
- Stace, C. A. & Crawley, M. J. (2015). *Alien plants*. London: Collins.
- Torsteinsen, T., Johansen, A., Synnes, M., O & Øpstad, S. (2018). *Jordmasser fra problem til ressurs - ta vare på matjorda*. Hordaland: Norsk Landbruksrådgiving / NIBIO.

## Nettbasert litteratur

Artsdatabanken. (2018) Artskart. Tilgjengelig fra: <https://artskart.artsdatabanken.no>

Google Earth. (2018), Google, Tilgjengelig fra: <https://earth.google.com/web/>

Norge i Bilder. (2018) Norge i Bilder. Kartverket, NIBIO og Statens vegvesen. Tilgjengelig fra: <https://www.norgebilder.no/>

SSB. (2018) Statistisk sentralbyrå kartportal. Tilgjengelig fra: <https://kart.ssb.no>