

Spredning av utvalgte fremmede bartrær i Vestland fylke: forvaltnings-relevante resultater fra SITKA-prosjektet

Av Julien Vollering, Inger Auestad



© Julien Vollering, Inger Auestad

Fakultet for ingeniør- og naturvitenskap
Institutt for miljø- og naturvitenskap

Høgskulen på Vestlandet
2023

HVL-rapport frå Høgskulen på Vestlandet nr. 01 - 2023

ISSN 2535-8103

ISBN 978-82-8461-005-4



Utgjevingar i serien vert publiserte under Creative Commons 4.0. og kan fritt distribuerast, remixast osv. så sant opphavspersonane vert krediterte etter opphavsrettslege reglar.
<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>

Sammendrag

Fremmede bartrær er utbredt i Vestland fylke, og flere arter representerer en høy økologisk risiko fordi de har stor evne til å spre seg ut i og påvirke stedege naturtyper og arter. Statsforvalteren i Vestland har ansvar for forvaltning av slike arter på ulike måter, både gjennom å behandle søknader om forskrifts-regulert utplanting av fremmede bartrær, og gjennom å utføre tiltak som skal stanse spredning av fremmede arter med høy økologisk risiko. Imidlertid mangler kunnskap om hvilke faktorer som er viktige for spredning av fremmede bartrearter i fylket, og videre hvilke deler av fylket det klimatiske sett er mulig for disse artene å etablere seg i. Forskningsprosjektet SITKA, gjennomført ved Høgskulen på Vestlandet, har samlet kunnskap som er relevant for disse spørsmålene. I denne rapporten presenteres resultater fra dette prosjektet, som kan styrke kunnskapsgrunnlaget for forvaltningen av fremmede bartrær i Vestland.

Det første kapittelet i rapporten har lokalt fokus, og peker på hvilke faktorer som kan gjøre at fremmede bartre sprer seg raskere noen steder enn andre. Detaljerte studier av to forekomster av sitkagran (*Picea sitchensis*) i Askvoll kommune viste at spredningshastighet de kommende tiårene avgjøres av kongleproduksjon. Stor kongleproduksjon økte spredning mye mer enn høy etablering og overlevelse av frøspredte trær. Det å fjerne trærne som produserer flest kongler er derfor et svært effektivt lokalt tiltak for å begrense spredning av sitkagran. Samtidig viste undersøkelser rundt 57 plantefelt av sitkagran, lutzgran (*Picea x lutzii*) og arter i lerk-slekta (*Larix* spp.) at det var stor forskjell i hvor mottakelige ulike naturtyper er for invasjon av frøspredte trær. Strandeng, boreal hei, kystlynghei, semi-naturlig myr, sanddynemark og semi-naturlig eng er rødlistede naturtyper som var blant de mest mottakelige for spredning av sitkagran, lutzgran eller lerk-slekta. Anbefalingene fra dette kapittelet er:

- For å begrense spredning av sitkagran er det mer effektivt å fjerne trær som produserer mye kongler (redusere kongleproduksjonen), enn å motvirke etablering, overlevelse eller vekst—gjennom for eksempel beiting.
- Sitkagrantrær som har den største kongleproduksjonen—ofte de som står alene, i godt lys—bør ryddes først.

- Blant lokaliteter med sitkagran, bør de med størst kongleproduksjon ryddes først (gitt at andre egenskaper er like, f.eks. antall plantede trær, naturtyper).
- For sitka- og lutzgran bør rydding prioriteres og nyplanting ikke tillates i nærheten av naturtypene T12 Strandeng, T31 Boreal hei, T34 Kystlynghei eller V9 Semi-naturlig myr.
- For lerk-arter bør rydding prioriteres og nyplanting ikke tillates i nærheten av naturtypene T32 Semi-naturlig eng og T34 Kystlynghei.
- Ved overvåking bør man fordele innsatsen utfra etableringssannsynlighet i ulike naturtyper.
- For å vurdere spredningsrisikoen i ulike naturtyper må man ta høyde for at disse har vært eksponert for spredning i ulik grad.

Det andre kapittelet i rapporten har regionalt fokus, og viser hvordan klimatiske forhold, altså variasjon på en grovere skala, påvirker forekomst og spredning av fremmede bartrær over lenger tid. Modeller viste at sitkagran trives best nær kysten sør i fylket, men at arten tolererer klimaforhold mye lenger inn i landet enn kystbeltet der den finnes i dag. Vestamerikansk hemlokk (*Tsuga heterophylla*) trives klimamessig like godt i indre fjordstrøk som på kysten. Det er med andre ord få klimatiske hindringer for at disse to artene kan spre seg innover og etablere seg i mer kontinentale deler av fylket. Modellene viste også at klimaendringer kan komme til å øke andelen av fylket som er egnet for artene drastisk, men størrelsen på økningen er avhengig av hvor store klimaendringene blir. Anbefalingene fra dette kapittelet er:

- Sitkagran og vestamerikansk hemlokk som forekommer i eller nær de indre delene av fylket som har egnet klima bør fjernes, for å hindre at artene får regionalt fotfeste.
- Forvaltningen bør være forberedt på at klimaendringer kan åpne for spredning i store deler av fylket som ikke er egnet for artene i dag.
- Klimatisk egnethet bør legges til grunn for en forvaltning av artene som er langsiktig, både når det gjelder fjerning og eventuell nyplanting.

EMNEORD: fremmede arter, lerk, naturforvaltning, naturtyper, sitkagran, sårbarhet, vestamerikansk hemlokk, økologisk risiko

Abstract (English)

Non-native conifers are common in Vestland county (Norway), and several species represent a high ecological risk because they have a high capacity to spread and affect native nature types and species. The County Governor of Vestland has responsibility for managing such species in different ways, by reviewing applications for regulated planting of non-native conifers, and by carrying out measures that stop the spread of non-native species with high ecological risk. However, too little is known about which factors are important for spread of non-native conifers in the county, and which parts of the county are climatically suitable for these species to establish in. The SITKA research project at Western Norway University of Applied Sciences has produced knowledge that is relevant for these questions. In this report, we present results of the project that can strengthen the knowledge base available to managers of non-native conifers in Vestland county.

The first chapter in the report has a local focus, and points to factors that allow non-native conifers to spread faster some places than others. Detailed studies of two populations of Sitka spruce (*Picea sitchensis*) in Askvoll municipality showed that the spread rate in coming decades is determined by cone production. Large cone production increased dispersal much more than high establishment and survival of seed-dispersed trees. Removing the trees that produce the most cones is therefore a very effective local measure to limit the spread of Sitka spruce. At the same time, investigations of around 57 plantation stands of Sitka spruce, Lutz spruce (*Picea x lutzii*) and larch species (*Larix* spp.) showed that there was a big difference in how susceptible different habitat types are to invasion by seed-dispersed trees. The recommendations from this chapter are:

- To limit the spread of Sitka spruce, it is more effective to remove trees that produce many cones (reduce cone production) than to hinder establishment, survival or growth—through grazing, for example.
- Sitka spruce trees that have the largest cone production—often those standing isolated, with good light availability—should be removed first.
- Among localities with Sitka spruce, those with the largest cone production should be removed first (all else being equal)

- For Sitka and Lutz spruce, removal should be prioritized and new plantations not allowed in the vicinity of: tidal meadows, boreal heaths, coastal heaths, or semi-natural fens.
- For larch species, removal should be prioritized and new plantations not allowed in the vicinity of semi-natural grasslands or coastal heaths.
- Monitoring efforts should be allocated in proportion to establishment likelihood in different habitat types.
- To assess the risk of spread in different habitat types, one must account for the fact that these have had different levels of exposure.

The second chapter of the report has a regional focus, and shows how climatic conditions, i.e. variation on a coarser scale, affect the occurrence and spread of alien conifers over a longer time horizon. Models showed that Sitka spruce is most climatically suited coastal areas in the south of the county, but that it tolerates conditions much further inland than the coastal belt where it is found today. Western hemlock (*Tsuga heterophylla*) is suited just as well in inland fjord areas as on the coast. In other words, there are few climatic obstacles for these two species to spread inwards and establish themselves in more continental parts of the county. The models also showed that climate change could drastically increase the proportion of the county that is suitable for the species, but the size of the increase depends on the magnitude of warming. The recommendations from this chapter are:

- Sitka spruce and Western hemlock that occur in or near the inner parts of the county that have suitable climate should be removed, to prevent the species from gaining regional foothold.
- Managers should be prepared that climate change may open for spread in large parts of the county that are not climatically suitable for the species today.
- Climatic suitability should form the basis for a management of these species that is farsighted, both with regards to removal and potential new planting.

KEYWORDS: ecological risk, larch, nature management, nature types, non-native species, Sitka spruce, vulnerability, Western hemlock

Forord

Denne rapporten er skrevet på oppdrag for Statsforvalteren i Vestland. Oppdraget baserer seg på data fra forskningsprosjektet [SITKA](#), utført ved Høgskulen på Vestlandet, og presenterer kunnskap som kan gi et bedre grunnlag for forvaltningen av fremmede bartrær i Vestland fylke.

SITKA-prosjektet var et doktorgradsprosjekt ved Høgskulen på Vestlandet i perioden 2015-2021. Inger Auestad fikk finansiering for prosjektet og Julien Vollering jobbet som stipendiat i prosjektet. Tema for prosjektet var spredning av sitkagran på Vestlandet, og temaet ble utforsket ved hjelp av ulike kvantitative metoder. Julien Vollering forsvarte doktorgradsavhandlingen sin basert på SITKA-prosjektet i januar 2022. Send forespørsel til ham for å få en trykt eller digital utgave av avhandlingen (Vollering, 2022).

Kapittel 1 i denne rapporten føyer sammen forvaltningsrelevante aspekter i resultatene fra to studier i avhandlingen. Den ene studien har tittelen 'Accounting for seed rain and other confounders reveals which ecosystems are most susceptible to alien conifer establishment'. Den andre studien har tittelen 'The cost of delayed Sitka spruce removal, in terms of naturalized seedlings, depends strongly on cone production'. I kapittel 1 rapporterer vi hovedsakelig resultat for sitkagran/lutzgran, og i noen grad for lerk-slekta (ikke skilt på artsnivå) på bakgrunn av datamaterialet i de underliggende studiene.

Kapittel 2 i denne rapporten presenterer resultater fra et nytt vitenskapelig arbeid, gjort som del av oppdraget. I kapittel 2 er sitkagran og vestamerikansk hemlokk valgt ut på bakgrunn av interesse fra Statsforvalteren.

Alle bilder er tatt av Julien Vollering.

Takk til Lisbeth Dahle (HVL) for konstruktiv fagfelleevaluering av rapporten.

Kontaktpersonen ved Statsforvalteren har vært Olav Overvoll. Vi takker for godt samarbeid og innspill underveis i prosessen. Vi takker også Tore Larsen for hans bidrag til utformingen av oppdraget.

Sogndal, 11. november 2022, Julien Vollering og Inger Auestad

Innhold

Sammendrag.....	3
Abstract (English).....	5
Forord	7
Innhold.....	8
Innledning.....	9
Kapittel 1: Hvor raskt vil plantede sitka-/lutzgran eller lerk-arter danne skog rundt seg?	12
Bakgrunn	12
Metode.....	13
Resultater og drøfting.....	18
Kongleproduksjon avgjør omfanget av spredning ved typiske sitkagran-lokaliteter de nærmeste tiårene.....	18
Noen naturtyper blir raskt kolonisert, mens andre kan sperre for spredning.....	21
Oppsummerte anbefalinger	26
Kapittel 2: Hvor er det gunstig klima for sitkagran og vestamerikansk hemlokk, nå og i framtida?	27
Bakgrunn	27
Metode.....	29
Overblikk.....	29
Utfyllende beskrivelse av metoden.....	30
Resultater og drøfting.....	35
Sitkagran.....	35
Vestamerikansk hemlokk.....	41
Forbehold om modellering av klimatisk egnethet med utbredelsesmodeller	46
Oppsummerte anbefalinger	47
Litteratur.....	48
Appendiks A.....	52
Appendiks B.....	53

Innledning

Fremmede bartrær har en lang historie i Norge og på Vestlandet. Allerede på 1700-tallet ble lerk importert og plantet ut, og på midten av 1800-tallet ble det gjort ytterligere forsøk med utplanting av ulike arter (Øyen, 2008). På 1950-tallet startet det offentlige skogreisingsprogrammet. Det nådde sitt topp i årlig tilplanting på 70-tallet, og sørget for at det i 1990 hadde blitt plantet cirka 800 000 dekar fremmede bartrær (Miljødirektoratet & Landbruksdirektoratet, 2019). Deretter falt utplantingstempoet drastisk, og til under 1 000 dekar per år etter år 2000 (Miljødirektoratet & Landbruksdirektoratet, 2019). Som resultat av aktiviteten på 60-, 70- og 80-tallet finnes det i dag store bestander fremmede bartrær i Vestland fylke som er kommet opp i reproduktiv alder, men som ennå ikke avvirkes i særlig omfang. Dette gjør at spredning fra plantefelt og andre plantede individer er et utbredt fenomen i dag.

En av grunnene til redusert planting av fremmede bartrær etter skogreisingsperioden, var en økende bevissthet rundt skadelige effekter av fremmede arter. Av femten arter fremmede bartrær som er plantet på mer enn 1 000 dekar hver, er to (japanlerk, hybridlerk) i dag vurdert til å representere høy økologisk risiko, mens fem andre (sitkagran, lutzgran, vestamerikansk hemlokk, buskfuru, vrifuru) anses å representere svært høy økologisk risiko (Elven et al., 2018). Oftest er det effekter på truede/sjeldne naturtyper eller effekter på truede/nøkkelarter som gjør at trærne er vurdert til høy risiko.

I 2012 kom en ny forskrift med hjemmel i naturmangfoldloven: Forskrift om utsetting av utenlandske treslag til skogbruksformål (FOR-2012-05-25-460). Etter at den trådte i kraft, må man søke om tillatelse til å plante fremmede bartrær til skogbruk (leplantinger, alleer, osv. er unntatt søknadsplikt). Statsforvalteren i de aktuelle fylkene er behandlingsmyndighet, og søknadsplikten gir Statsforvalteren mulighet til å vurdere spredningsrisikoen ved den aktuelle lokaliteten. Forskriften gir også skogeieren følgende pålegg: hen 'skal i rimelig utstrekning treffe tiltak for å hindre spredning av utenlandske treslag. Det skal ikke settes igjen trær (livsløpstrær) av utenlandske treslag ved hogst' (FOR-2012-05-25-460). I 2019 utredet Miljødirektoratet og

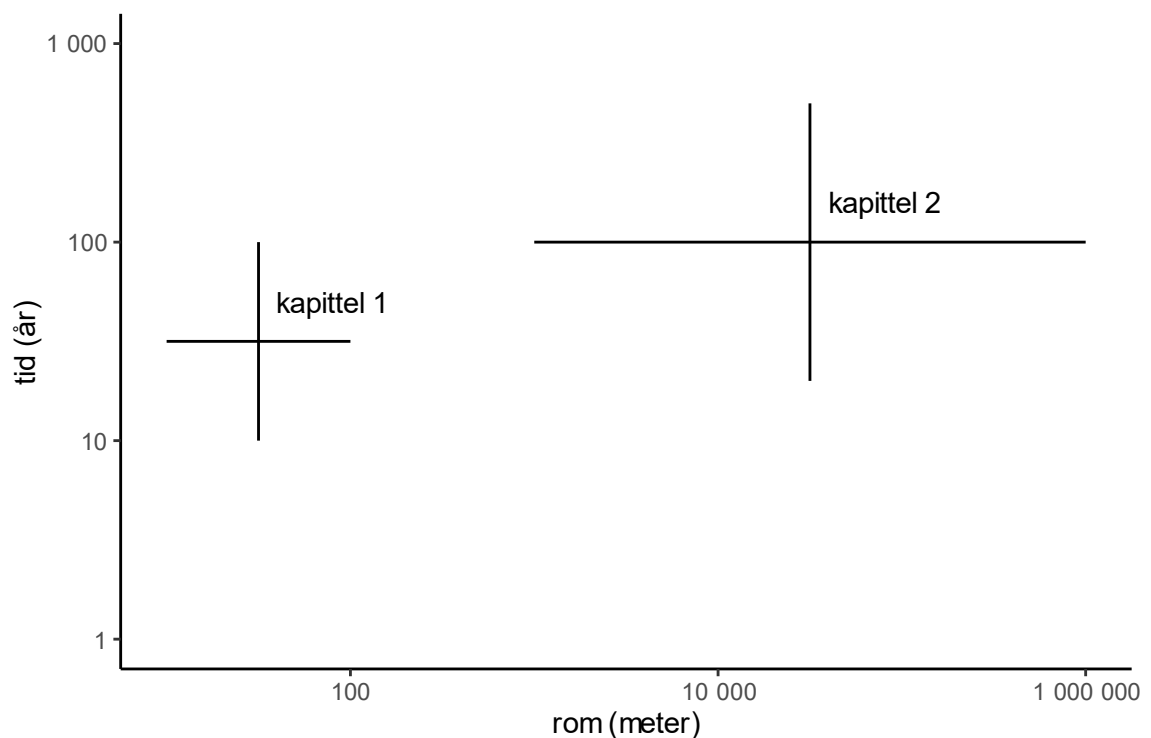
Landbruksdirektoratet et forbud mot utsetting av utenlandske treslag med høy økologisk risiko, men utredningen konkluderte med at den eksisterende forskriften balanserte økologisk risiko og skognæringens interesser på en god måte (Miljødirektoratet & Landbruksdirektoratet, 2019). I 2021 sendte Miljødirektoratet et forslag til endring i forskriften om utsetting av utenlandske treslag (Miljødirektoratet, 2021) på høring som tydeliggjorde skogeierens ansvar for spredningskontroll. Skogeieren skulle etter forslaget rydde frøspredte trær innenfor en 100-meters belte rundt plantefeltet. Per oktober 2022 er forslagets status ikke avklart.

De siste årene har det vært økende fokus på problemene knyttet til de store kystforekomstene av fremmede bartrær, og frivillige og naturvernere har gjennomført ryddeaksjoner i avgrensede områder for å fjerne særlig sitkagran, delvis med økonomisk støtte fra Miljødirektoratet. I offentlig regi har Statsforvalteren i Vestland ryddet fremmede bartrær, i første rekke innenfor verneområder. Felles for ryddeaksjonene er at de gjerne har vært rettet mot øyer og holmer, der det er mindre sjanse for at det kommer nytt frøregn fra omgivelsene. Ved å fjerne alle fremmede bartre fra et område er det mulig å unngå nyspredning av frø, og dermed få tilbake kvaliteter som var til stede i området før tilplantingen.

I denne rapporten omtaler vi tre arter og en slekt fremmede bartrær. Den første arten er sitkagran (*Picea sitchensis*), som er det mest plantede av alle fremmede treslag i Norge, med cirka 500 000 dekar tilplantet areal. Derav er brorparten på Vestlandet, og spesielt ytterst på kysten. Den andre arten vi omtaler er lutzgran (*Picea x lutzii*), som er en fertil krysning mellom sitkagran og kvitgran (*Picea glauca*). Lutzgran betraktes som noe mer hardfør enn sitkagran og har derfor blitt brukt spesielt i Nordland. Imidlertid er det glidende overganger mellom sitkagran og lutzgran, og en betydelig andel av arealet som regnes som lutzgran kan være sitkagran, og omvendt (Elven et al., 2018). I mange sammenheng er det hensiktsmessig å behandle sitkagran og lutzgran samlet, og det blir gjort i deler av kapittel 1 i denne rapporten. Den tredje arten vi omtaler er vestamerikansk hemlokk (*Tsuga heterophylla*). Den er kun plantet på 1 500 dekar til skogbruk, hovedsakelig på Sør-Vestlandet, men den forynger seg svært villig (Øyen, 2001).

Til sist har vi også med lerk-slekta (*Larix*). Tre arter i slekta—japanlerk (*L. kaempferi*), hybridlerk (*L. x marschlinsii*) og sibirlerk (*L. sibirica*)—har blitt plantet ut i Norge, hver på et areal på cirka 10 000 dekar. Japanlerk og hybridlerk er begge brukt på Vestlandet, og er svært vanskelig å skille. Sibirlerk er mye sjeldnere på Vestlandet enn de andre to lerk-artene.

Resten av denne rapporten består av to kapitler som begge undersøker spredning av fremmede bartrær i Vestland fylke, men med fokus på forskjellige romlige skalaer (Figur 1). Kapittel 1 har lokalt fokus, og kortsiktig så vel som langsiktig relevans. Kapittel 2 har regionalt fokus, og har mest relevans for langsiktige forvaltningsstrategier.



Figur 1: Skalaer i rom og tid som kapitlene i denne i denne rapporten er mest relevant for. I kapittel 1 diskuterer vi hvor raskt plantede sitka-/lutzgran og lerk-arter danner skog rundt seg. I kapittel 2 diskuterer vi hvor i Vestland fylke det er det gunstige klima for sitkagran og vestamerikansk hemlokk, nå og i framtida.

Kapittel 1: Hvor raskt vil plantede sitka-/lutzgran eller lerk-arter danne skog rundt seg?

Bakgrunn

Det totale tilplantede arealet av fremmede bartrearter er relativt lite i Vestland fylke. For eksempel utgjør sitkagran, som har sitt tyngdepunkt på Vestlandet, og er den mest utbredte av disse artene, kun 18% av den produktive granskogen i Rogaland, Hordaland, Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal (Miljødirektoratet & Landbruksdirektoratet, 2019; Statistisk sentralbyrå, 2020). Men siden dette arealet er fordelt på et utall små flekker, har likevel mange av de fremmede bartrærne i dag vid utbredelse og mulighet til å påvirke et stort samlet areal. Eksempelvis anslår Øyen & Nygaard (2020) at sitkagran er plantet ut på om lag ti tusen teiger, i tillegg til at den er plantet som levevegetasjon, grensemerker, hekker, og som solitærtrær. Fra alle disse små frøkildene sprer frø seg ut i områdene omkring. Siden mange plantefelt er relativt unge, er mye av dagens spredning fortsatt primærspredning (det vil si at frøene stammer fra plantede individer), mens eventuelt frøspredte trær trenger litt mer tid på å bli frømodne og produsere kongler. God forvaltning avhenger av at vi forstår og tar hensyn til forskjellene mellom ulike lokaliteter, slik tiltak mot spredning settes i gang ved lokaliteter der det har størst effekt.

Hvor mange frøspredte småtrær som vokser rundt plantede trær varierer mye fra sted til sted, og denne variasjonen vil også komme til å prege framtidig spredning. To forhold er viktige for hvor effektivt fremmede bartrær kan spre seg ut fra en frøkilde og danne skog. For det første må frøkilden (for eksempel plantefeltet eller alleen) være i stand til å produsere og spre frø. Frøkildene varierer blant annet i alder og høyde på trærne, antall trær, og romlig form, og alle disse egenskapene påvirker frøregnet—altså hvor mye frø som dannes, og hvor disse lander. For det andre må omgivelsene være velegna for spiring av frøene og utvikling fra frøplanter til voksne planter. Omgivelsene varierer blant annet i hvilke naturtyper som forekommer, hvordan de er plassert i forhold til frøkildene, og om marka blir forstyrret for eksempel gjennom beiting eller andre

typer av bruk. Antall frøspredte trær er med andre ord et resultat av samspillet mellom frøregnet–produsert av frøkilden–og vekstforholdene der frøene ankommer–en kvalitet ved omgivelsene.

En kunnskapsbasert forvaltning av fremmede bartrær forutsetter at vi kan forutsi i hvilke deler av landskapet spredning går raskt, og i hvilke det går sakte. Rask spredning som danner skog på i løpet av kort tid øker den økologiske risikoen. For å greie å forutsi spredningshastighet, må vi kartlegge forskjellene mellom ulike lokaliteter, og lete etter faktorer som fremmer og hindrer spredning. Formålet med dette kapitlet er å formidle vitenskapelige tommelfingerregler som kan brukes til å forutsi hvor raskt sitkagran, lutzgran eller lerk-arter vil spre seg ved en bestemt lokalitet, sammenlignet med andre lokaliteter. Når vi skal undersøke en lokal spredningsprosess må vi undersøke både reproduksjon (antall frø som spirer), overlevelse (antall trær, inkludert ungplanter, som består fra år til år), og veksten av de etablerte trærne, både de som en gang ble plantet, og de som eventuelt har vokst opp fra frø spredt ut fra frøkilden. Ved å se nærmere på disse prosessene, alene og i sammenheng, får vi innsikt i hvordan lokale spredningsmønstre blir til. Denne kunnskapen gir bedre grunnlag for å ta beslutninger om konkrete lokaliteter med fremmede bartrær.

Metode

Resultatene beskrevet i dette kapitlet er hentet fra to studier i Vollering (2022). Metodene til studiene er beskrevet i full detalj i den opprinnelige kilden, og nedenfor gir vi kun et kort overblikk over tilnærmingene som er brukt.

Den første studien (heretter kalt ‘populasjonsstudien’) fulgte nøye med på trær av sitkagran ved to lokaliteter i Askvoll kommune, gjennom fire år, og brukte observasjoner av reproduksjon, overlevelse, og vekst til å beregne hvordan disse påvirket spredning i framtida. De to lokalitetene representerte vanlige naturtyper langs kysten. Den ene lå ved havnivå og bestod for det meste av oppdyrket varig eng med lite intensivt hevdpreg, og var brukt som både beite- og slåttemark. Den andre lå rundt 150 m.o.h., omfattet mye kystlynghei og noe åpen jordvannsmyr, og var brukt til beitemark. Begge lokalitetene var plantet til med sitkagran i små

klynger og rekker, og plantingen hadde tydeligvis skjedd i flere omganger, for trærne varierte mye i alder og størrelse (Figur 2).



Figur 2: De to lokalitetene i Askvoll kommune der reproduksjon, overlevelse og vekst av sitkagran ble studert. Øverst fra lokaliteten med mest oppdyrket varig eng og nederst fra den med mest kystlynghei og åpen jordvannsmyr.

Ved begge lokalitetene ble rundt 300 trær kartlagt og informasjon om disse ble samlet inn hver sommer i fire år. For hvert tre (inkludert småplanter) ble størrelse (høyde eller stamdiameter) målt og antall kongler telt. Trær som døde i

undersøkellesperioden—oftest ungplanter—ble også registrert. I tillegg ble det utført et såingseksperiment hvert år ved hver lokalitet. Her ble et fast antall sitkagranfrø sådd ut i et fast areal, og så ble antall frø som spirte til frøplanter telt året etter (Figur 3). Frøspredningsavstander ble også målt ved en av lokalitetene.



Figur 3: Illustrasjonsbilde av et såingseksperiment med flere frøplanter av sitkagran som har etablert seg (markert med fargete plastringer).

Dataene ble brukt til å simulere den framtidige utviklingen av sitkagran ved hver av de to lokalitetene. Simuleringene tok utgangspunkt i eksisterende trær og framskrev bestandens reproduksjon, overlevelse, og vekst tjue år fram i tid, og tok også hensyn til frøspredningsavstander og konkurranse mellom trær som der de stod tett. Simuleringene ble brukt til å undersøke hvordan den fremtidige utviklingen av bestanden—for eksempel, totalt antall sitkagran—ble påvirket av observert variasjon i reproduksjon, overlevelse, og vekst. Ved å skru opp og ned reproduksjon, overlevelse, og vekst innenfor observerte verdier i mange ulike simuleringer, kunne simuleringene bli brukt til å avdekke hvilke av disse hadde størst påvirkning på det endelige utfallet etter tjue år.

Den andre studien som det er hentet resultater fra i dette kapittelet (heretter kalt ‘etableringsstudien’) undersøkte hvor stor sannsynlighet det var for at sitka-/lutzgran (slått sammen) og lerkeslekta (identifisert bare til slektsnivå) ville greie

å etablere seg i ulike, vanlige naturtyper. Studien tok utgangspunkt i kart over frøspredte individer og naturtyper rundt et stort antall plantefelt, de fleste på Vestlandet og noen i Nordland. Til sammen var det 42 plantefelt med sitkagran eller lutzgran, og femten med lerk-slekta. Ved hver lokalitet ble naturtyper og frøspredte trær kartlagt i en 500-meters rute rundt et plantefelt av sitka-/lutzgran eller lerk (Figur 4). Naturtypene ble registrert til hovedtypenivå etter Natur i Norge-systemet, versjon 2.0 (NiN; Halvorsen et al., 2015). Alle frøspredte trær høyere enn 30 centimeter ble registrert.



Figur 4: Eksempel på en lokalitet brukt i studien av sannsynlighet for etablering av sitka-/lutzgran eller lerkeslekta i vanlige naturtyper. Kartet viser 500-meters ruten (svart linje), plantefelt med sitkagran (lilla polygoner) og frøspredte trær (lilla punkter). Jo lysere punktene er, jo flere trær inneholder de. Heldekkende naturtypekartlegging av ruten er ikke vist i figuren.

Statistiske modeller ble bygd for å undersøke effekten av naturtype på antall frøspredte trær. Det var én modell for sitka- og lutzgran, og én for lerk-slekta. For modellene ble lokalitetene delt opp i 10-meters ruter, og antall frøspredte trær i en rute ble beregnet som resultat av: plantefeltets alder, klimatiske forhold ved lokaliteten, rutens topografisk høyde i forhold til plantefeltet, frøreign som ankommer i ruten, og naturtypene i ruten. Estimer av frøreign kom fra separate frøspredningsmodeller. Topografiske høydeforskjeller var med i modellen, fordi estimatene for frøreign tok ikke hensyn til at frø lettere kan spres nedover enn

oppover. Modellen tok også høyde for at lokalitetene kunne variere i egenskaper som ikke var med i modellen, for eksempel beitetrykk. Et viktig aspekt ved modellene var at de tok høyde for at rutene nærmere plantefeltene fikk mer frøregn enn rutene som var lengre unna. Dermed kunne naturtypene bli sammenlignet på likt grunnlag, som om det var et eksperiment der et likt antall frø ble sådd ut i hver av naturtypene. Modellen ble brukt til å estimere i hvilke naturtyper det var mest og minst sannsynlig at et ankommet frø ville bli etablert som frøspredt plante. Etableringssannsynlighet kunne naturligvis ikke estimeres for naturtyper som var helt fraværende fra de kartlagte lokalitetene.

Resultater og drøfting

Kongleproduksjon avgjør omfanget av spredning ved typiske sitkagran-lokaliteter de nærmeste tiårene

Populasjonsstudien viste at den aller viktigste faktoren for fremtidig spredning av sitkagran ved de to lokalitetene var konglesetting (Figur 5). Jo mer kongler trærne produserer, jo mer frø spres ut over lokaliteten, og et kraftig frøregn kan veie opp for relativt dårlige vilkår for spiring og etablering av småplanter i omgivelsene. Simuleringer tjue år fram i tid viste at kongleproduksjon påvirket utviklingen ved disse lokalitetene i mye større grad enn både etablering, overlevelse, og vekst av trærne. Hvis trærne klarte å produsere et antall kongler som er i det øvre sjiktet av det som forventes, ble spredningen stor uavhengig av nivået på etablering, overlevelse og vekst. Omvendt, hvis trærne produserte færre kongler enn forventet ble spredningen relativt beskjeden, selv om etablering, overlevelse og vekst var høyere enn forventet. (Hva som er *forventet* her, defineres ut fra observasjoner av trærne ved lokalitetene over fire år.)



Figur 5: Kongleproduksjon var den aller viktigste faktoren for fremtidig spredning av sitkagran ved lokalitetene.

Dette betyr at den mest effektive måten å hindre spredning på, er å redusere kongleproduksjon, og at det å fjerne kongleproduserende trær (helst de som lager mest kongler først) er langt mer effektivt enn å regulere etablering, overlevelse og vekst for eksempel gjennom økt beitetrykk. Det er ikke nødvendigvis de eldste eller største trærne som produserer mest kongler. Trær som vokser i åpent terreng (for eksempel leplantinger og solitærtrær) produserer mer kongler enn trær som vokser i tette bestand med mindre lystilgang. Siden de samme trærne som er store frøprodusenter i gode frøår også pleier å være det i dårlige frøår, og gamle kongler henger på trærne opptil et år etter at de har modnet, er det enkelt å identifisere trærne som produserer flest kongler.

Funnene utelukker likevel ikke at etablering, overlevelse, eller vekst kan være viktigst for spredning i noen lokaliteter med sitkagran. Studiet tok utgangspunkt i faktiske forhold ved to konkrete lokaliteter, så utfallet kunne blitt annerledes dersom omgivelsene hadde vært dominert av andre naturtyper eller hvis

undervegetasjonen hadde vært dekket av frøspredte ungtrær og ikke naturbeitemark og kystlynghei. Da ville betydningen av kongleproduksjon gått ned i forhold til etablering, overlevelse, og vekst (McMahon & Metcalf, 2008).

Likevel er det to grunner til å tro at viktigheten av kongleproduksjon vil gjelde mange lokaliteter med sitkagran i dag. For det første var begge lokalitetene omtrent like følsomme for kongleproduksjon, selv om de hadde ulike naturtyper. For det andre var alderen til de plantede trærne typisk for sitkagran i Norge. Vi anbefaler derfor at fremtidig bekjempelse av sitkagran fokuserer på å fjerne trær som produserer mye kongler, framfor å begrense etablering, overlevelse eller vekst gjennom for eksempel beiting.

Populasjonsstudien viste ellers at formen på et plantefelt påvirket kongleproduksjonen i feltet. Enkelt-tre, trerækker og avlange felt produserte mye mer frø enn rundere felt med samme areal, fordi sitkatrær som får mye lys, produserer mer kongler enn sitkatrær som står i skyggen av andre trær. Denne effekten var ganske stor ved lokalitetene i studiet: trær som stod isolert produserte omtrent like mange kongler i dårlige frøår, som 'omringete' trær gjorde i gode frøår. Det betyr at store enkelttrær, eller rækker av trær og avlange felt bør prioriteres når man skal fjerne trær. Slike utplantningsmønster finnes typisk langs grenser eller veier, i gårdstun, eller andre plasser som ikke først og fremst er ment til tømmerproduksjon. Det er med andre ord ingen stort økonomisk tap om slike trær blir fjernet før de er hogstmodne.

Populasjonsstudien viste at kongleproduksjon var den avgjørende faktoren for spredning *ved en bestemt lokalitet*. Dersom man ønsker å sammenligne forventet spredning *mellom lokaliteter*—for å prioritere rydding ved en av dem, for eksempel—må vurderingen være helhetlig. En lokalitet med beskjeden kongleproduksjon kan få flere frøspredte trær enn en lokalitet med rikelig kongleproduksjon dersom den første har, for eksempel, flere plantede trær, eller ligger nær naturtyper som sitkagranfrø lett etablerer seg i.

Noen naturtyper blir raskt kolonisert, mens andre kan sperre for spredning

Etableringsstudien viste at sannsynligheten for at et sitkagranfrø blir til en ny plante (over 30 cm høy), varierer med hvilken naturtype frøet lander i (Tabell 1, Tabell 2). For eksempel er sannsynligheten for etablering av sitkagran mellom 100 og 1 000 ganger større i T2 Åpen grunnlendt mark enn i T29 Grus- og steindominert strand og strandlinje. På samme måte har vil et frø av en uidentifisert lerk-art ha mellom 1 000 og 10 000 ganger større sannsynlighet for å bli en ny plante i T17 Aktiv skredmark, enn i T41 Oppdyrket mark med preg av semi-naturlig eng. (Merk at vi bruker vanlig skogsmark—T4 Fastmarksskogsmark—som en felles referanse for spredningshastighet i Tabell 1 og Tabell 2. Dette gjør det mulig å sammenligne ulike naturtyper med hverandre.)

Tabell 1: Relativ etableringssannsynlighet til sitka- og lutzgran (*Picea sitchensis*, *Picea x lutzii*) i ulike hovednaturtyper i NiN 2.0, sammenlignet med den vanlige naturtypen Fastmarksskogsmark T4. Naturtyper som er understreket, er vurdert til kategorien EN Sterkt truet eller VU Sårbar (Artsdatabanken, 2018). Naturtyper i kursiv har mer enn en størrelsesordens usikkerhet i relativ etableringssannsynlighet. (Relativ etableringssannsynlighet måles på intervallnivå, så T4 Fastmarksskogsmark er et vilkårlig referansepunkt og navnene på kolonnene er kvalitative.)

Lavest (100-1000x lavere enn i T4 Fastmarksskogsmark)	Lavere (10-100x lavere enn i T4 Fastmarksskogsmark)	Høyere (1-10x lavere enn i T4 Fastmarksskogsmark)	Høyest (1-10x høyere enn i T4 Fastmarksskogsmark)
<p><i>T29 Grus- og steindominert strand og strandlinje</i></p> <p>T44 Åker</p>	<p><i>T24 Driftvoll</i></p> <p><i>V8 Strandsumpskogsmark</i></p> <p><i>V10 Semi-naturlig våteng</i></p>	<p>T1 Nakent berg</p> <p>T6 Strandberg</p> <p><u>T21 Sanddynemark</u></p> <p><u>T32 Semi-naturlig eng</u></p> <p>T35/T37/T39/T43 Sterkt endret- eller ny fastmark</p> <p>T41 Oppdyrket mark med preg av semi-naturlig eng</p> <p>T45 Oppdyrket varig eng</p> <p>V1 Åpen jordvannsmyr</p> <p>V2 Myr- og sumpskogsmark</p> <p>V3 Nedbørsmyr</p> <p><i>V12 Grøftet torvmark</i></p> <p><i>V13 Ny våtmark</i></p>	<p>T2 Åpen grunnlendt mark</p> <p><u>T12 Strandeng</u></p> <p><i>T13 Rasmark</i></p> <p>T16 Rasmarkhei og -eng</p> <p>T17 Aktiv skredmark</p> <p>T27 Blokkmark</p> <p><u>T31 Boreal hei</u></p> <p><u>T34 Kystlynghei</u></p> <p>T36 Ny fastmark på tidligere våtmark og ferskvannsbunn</p> <p>T40 Sterkt endret fastmark med preg av semi-naturlig eng</p> <p><u>V9 Semi-naturlig myr</u></p>

Tabell 2: Relativ etableringssannsynlighet hos arter i lerk-slekta (*Larix* spp.) i ulike hovednaturtyper i NiN 2.0, sammenlignet med den vanlige naturtypen Fastmarksskogsmark T4. Naturtyper som er understreket, er vurdert til kategorien EN Sterkt truet eller VU Sårbar (Artsdatabanken, 2018). Naturtyper i kursiv har mer enn en størrelsesordens usikkerhet i relativ etableringssannsynlighet. (Relativ etableringssannsynlighet måles på intervallnivå, så T4 Fastmarksskogsmark er et vilkårlig referansepunkt og navnene på kolonnene er kvalitative.)










Lavest (10-100x lavere enn i T4 Fastmarksskogsmark)	Lavere (1-10x lavere enn i T4 Fastmarksskogsmark)	Høyere (1-10x høyere enn i T4 Fastmarksskogsmark)	Høyest (10-1000x høyere enn i T4 Fastmarksskogsmark)
<i>T41 Oppdyrket mark med preg av semi-naturlig eng</i>	<i>T1 Nakent berg</i> <i>T44 Åker</i> <i>T45 Oppdyrket varig eng</i> <i>V1 Åpen jordvannsmyr</i> <i>V2 Myr- og sumpskogsmark</i> <u><i>V9 Semi-naturlig myr</i></u>	<u>T32 Semi-naturlig eng</u> <u>T34 Kystlynghei</u> T35/T37/T39/T43 Sterkt endret- eller ny fastmark	T17 Aktiv skredmark

Flere av naturtypene med høy etableringssannsynlighet i Tabell 1 og Tabell 2 har status som sårbar eller truet på Norsk rødliste for naturtyper, og disse bør naturlig nok ha spesielt fokus i arbeidet med å begrense etablering av fremmede treslag. For sitka- og lutzgran gjelder dette T12 Strandeng, T31 Boreal hei, T34 Kystlynghei og V9 Semi-naturlig myr som er vurdert til kategoriene EN Sterkt truet eller VU Sårbar. For lerk-arter gjelder det samme for T32 Semi-naturlig eng og T34 Kystlynghei. For eksempel bør ikke nyplanting av sitkagran tillates i nærheten av kjente forekomster av T12 Strandeng. Etter føre-var-prinsippet fortjener T17 Aktiv skredmark også fokus, siden både sitka-/lutzgran og lerk-arter har høy etablering i denne hovedtypen og den er vurdert til kategorien DD Datamangel på rødlista. På den andre siden kan naturtyper med lav etableringssannsynlighet fungere som barrierer mot spredning. For eksempel har alle de undersøkte artene lav etableringssannsynlighet i T44 Åker, så plantefelt

omringet av åker utgjør veldig liten spredningsrisiko. I overvåking bør naturtyper med høy etableringssannsynlighet prioriteres, og innsatsen bør fordeles på grunnlag av etableringssannsynlighet for å sikre tidlig oppdagelse av spredning.

De relative sannsynlighetene i Tabell 1 og Tabell 2 kan også leses som et mål på hvor raskt spredningen foregår: ti ganger høyere etableringssannsynlighet tilsvarer ti ganger raskere kolonisering (gitt samme mengde frøregn), eller at ti ganger så mange individer etablerer seg i løpet av et bestemt tidsintervall, eller at det tar bare en tiendedel så lang tid for et bestemt antall individer å etablere seg. Tar man utgangspunkt i en definisjon av skog basert på tetthet av trær—for eksempel seks trær per dekar i AR5 Klassifikasjonssystemet (Ahlstrøm et al., 2019)—angir Tabell 1 og Tabell 2 hvor sannsynlig eller raskt treslagene danner skog.

Når vi skal sammenligne spredning mellom ulike naturtyper, må vi skille mellom sårbarhet og mottakelighet. Her definerer vi sårbarhet som et produkt av mottakelighet og en tredje faktor, nemlig eksponering (Figur 6). Mens mottakelighet er en egenskap ved naturtypen, for eksempel hvor lett frø spirer her, er sårbarhet i tillegg et resultat av hvordan naturtypen er plassert i landskapet (og dermed eksponert for frø fra nærliggende plantefelt). En enkel opptelling av antall frøspredte trær i ulike naturtyper er et mål på sårbarhet. Tabell 1 og Tabell 2 gir derimot et mål på hvor mottakelige ulike naturtyper er. Dette skillet er viktig i praksis, fordi dagens spredningsmønster av fremmede bartrær er et uttrykk for sårbarhet, og kan være misvisende som uttrykk for framtidig utvikling. For eksempel var det registrert vesentlig høyere tetthet av sitka- og lutzgran i kystlynghei sammenlignet med boreal hei, men modellen estimerer likevel at boreal hei er like mottakelig for spredning som kystlynghei. Lokalisering av nye plantefelt bør baseres på naturtypenes mottakelighet.

mottakelighet		eksponering		sårbarhet
	x		=	
	x		=	
	x		=	

Figur 6: Illustrasjon av hvordan mottakelighet og eksponering sammen påvirker sårbarhet.

Selv om naturtypene skilte seg mye i sannsynlighet for etablering av sitkagran, lutzgran og lerkearter (Tabell 1 og Tabell 2), var det også en stor variasjon i materialet som ikke kunne forklares hverken av naturtypesammensetning eller andre relevante faktorer (plantefeltets alder, for eksempel). Vi ser ulike mulige forklaringer på dette. En mulig årsak kan være at det er stor miljøvariasjon innenfor den enkelte NiN-hovednaturtype. Lokalteter med samme naturtype kan også variere i hvor påvirket de har vært over tid av for eksempel beiting. Trass i disse forbeholdene, mener vi det er forsvarlig å basere fremtidig forvaltning på sammensetning av naturtyper, fordi sannsynlighet for etablering av fremmede bartrær avhenger av dette på lang sikt.

Resultatene fra modellene i etableringsstudien er forenlig med hypotesen om at den fremherskende vindretning gjennom høsten og vinteren påvirker spredningsmønsteret. En frøspredningsmodell som tok høyde for den fremherskende vindretning kunne forklare mer variasjon i antall frøspredte trær enn en frøspredningsmodell som ikke gjorde det. Derimot var det ingen tydelig effekt av høydeforskjeller i terrenget på antall frøspredte trær.

Oppsummerte anbefalinger

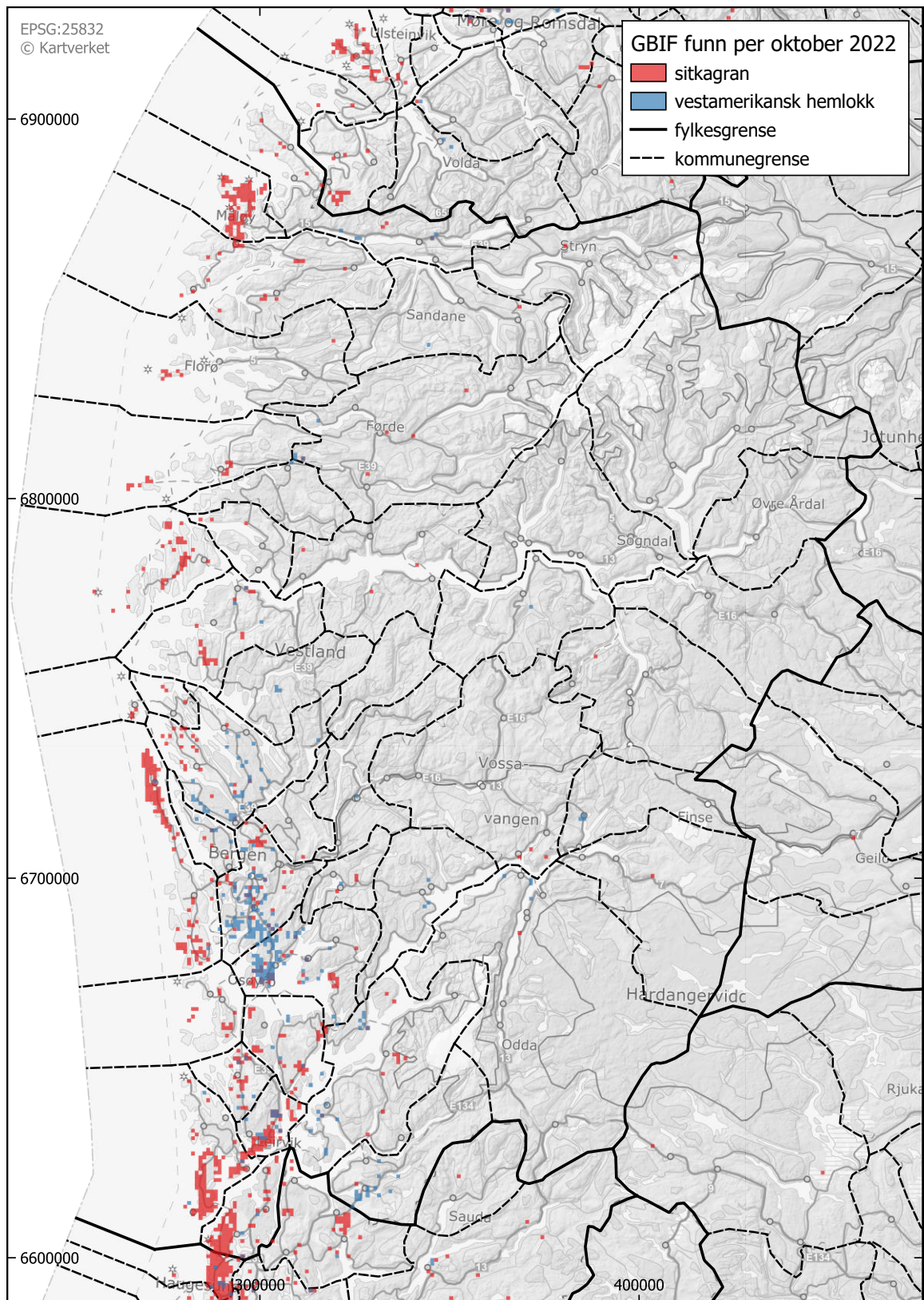
- For å begrense spredning av sitkagran er det mer effektivt å fjerne trær som produserer mye kongler (redusere kongleproduksjonen), enn å motvirke etablering, overlevelse eller vekst—gjennom for eksempel beiting.
- Sitkagrantrær som har den største kongleproduksjonen—ofte de som står alene, i godt lys—bør ryddes først.
- Blant lokaliteter med sitkagran, bør de med størst kongleproduksjon ryddes først (gitt at andre egenskaper er like, f.eks. antall plantede trær, naturtyper).
- For sitka- og lutzgran bør rydding prioriteres og nyplanting ikke tillates i nærheten av naturtypene T12 Strandeng, T31 Boreal hei, T34 Kystlynghei eller V9 Semi-naturlig myr.
- For lerk-arter bør rydding prioriteres og nyplanting ikke tillates i nærheten av naturtypene T32 Semi-naturlig eng og T34 Kystlynghei.
- Ved overvåking bør man fordele innsatsen utfra etableringssannsynlighet i ulike naturtyper.
- For å vurdere spredningsrisikoen i ulike naturtyper må man ta høyde for at disse har vært eksponert for spredning i ulik grad.

Kapittel 2: Hvor er det gunstig klima for sitkagran og vestamerikansk hemlokk, nå og i framtida?

Bakgrunn

Planter har bestemte krav til miljøet på levestedet sitt. På lokal skala spiller for eksempel jordsmonn og lystilgang en viktig rolle for om en art trives eller ei. Men ser vi på større (regional) skala, er det variasjon i klimatiske faktorer, særlig temperatur og nedbør, som spiller størst rolle for hvordan arter fordeler seg, noe Moens (1998) 26 vegetasjonsgeografiske regioner i Norge gjenspeiler.

Importørene av fremmede bartrær til skogbruk har selvsagt vært klar over de klimatiske kravene til artene. Det er ikke tilfeldig at sitkagran og vestamerikansk hemlokk begge ble hentet fra den nordvestlige kysten av Nord-Amerika, som har en geografi og et klima som ligner på vestlandske forhold. Faktisk er det tradisjon i skogbruk for å ta klimatiske hensyn ett steg videre, og undersøke hvilken undergruppe av en art (såkalt proveniens) som best passer til klimaet der den skal innføres. Men også andre faktorer enn klimatisk egnethet spilte inn i valgene om hvilke arter skulle plantes, og hvor. Man plantet ikke fremmede treslag der hjemlige arter kunne gi tilsvarende eller bedre avkastning. Vi kan derfor anta at sitkagran og vestamerikansk hemlokk ikke er plantet ut alle steder i Norge som klimaet tillater utplanting, og at begge disse artene i dag har potensiale for å spre seg ut fra stedene de opprinnelig ble plantet, og etablere seg andre steder (Figur 7). Vi vet imidlertid ikke eksakt hvor stor sannsynligheten for slik etablering er i ulike deler av fylket.



Figur 7: Funn av sitkagran og vestamerikansk hemlokk rapportert i GBIF per oktober 2022. Funnene omfatter både plantede og frøspredte trær. GBIF data fra <https://doi.org/10.15468/dl.vtndx7> og <https://doi.org/10.15468/dl.2yg4t3>.

Det er vanlig å ta utgangspunkt i klimatiske behov for å finne ut hvor fremmede arter kan spre seg etter introduksjon. Hvor fremmede arter sprer seg avgjøres ikke av klima alene, men klima legger en viktig ramme for spredning. Formålet med dette kapittelet er å kartlegge klimatisk egnethet for sitkagran og vestamerikansk hemlokk i Vestland fylke. Begge artene produserer mye frø, som kan gi opphav til nye trær innenfor artenes klimatiske grenser. Innenfor disse grensene kan også andre faktorer påvirke spredningen, men det er klima som antas å ha størst påvirkning på regional skala. En helhetlig og langsiktig forvaltning av sitkagran og vestamerikansk hemlokk i fylket må ta hensyn til artenes mulighet til å vokse i ulike klimasoner og -seksjoner.

Metode

Overblikk

Vi brukte utbredelsesmodeller til å beregne hvor godt sitkagran og vestamerikansk hemlokk vil greie seg under ulike klimaer i Vestland fylke, nå og i fremtiden. Utbredelsesmodeller er statistiske modeller som bygger på korrelasjoner mellom artens forekomster (responsvariabelen) og miljøforhold som påvirker artens forekomster (forklaringsvariabler). Miljøforholdene som brukes i en utbredelsesmodell er ofte klimatiske, men også andre variabler påvirker artens forekomst. Siden miljøforhold som klima varierer mellom ulike steder, kan vi modellere forekomsten ut fra stedfestede observasjoner av arten sammen med kart over miljøforholdene. Den ferdige modellen gir estimater på hvor sannsynlig det er at arten forekommer under bestemte miljøforhold. Denne sannsynligheten kan også tolkes som et mål på godt arten trives under bestemte miljøforhold. Med kart over miljøforholdene i et område, for eksempel nedbørmengde og årstemperatur, kan vi lage et kart som viser hvilke steder arten kan trives i, og hvor den ikke vil trives så godt.

Vi lagde utbredelsesmodellene basert på artenes hjemlige forekomster og klimatiske forklaringsvariabler. Modellene ble så brukt til å forutsi relativ forekomstsannsynlighet i Vestland, med gjennomsnittlig forekomstsannsynlighet over hele Norge som referansepunkt på skalaen. Ut fra hjemlige forekomster fant vi også en terskelverdi i relative forekomstsannsynlighet for hver art, som vi

brukte til å avgrense egnet fra uegnet klima. Vi brukte modellene til å undersøke dagens situasjon (perioden 2011-2040) samt to klimascenarier (SSP1-2.6 lav klimagassutslipp og SSP3-7.0 høy klimagassutslipp) i framtida (2071-2100).

Utfyllende beskrivelse av metoden

En omfattende vitenskapelig litteratur viser at metodiske valg påvirker resultatene fra utbredelsesmodeller i veldig stor grad (Leroy, 2022). Derfor er det viktig å beskrive og begrunne modelleringsprosessen. I Appendiks A skårer vi kvaliteten på modelleringsprosessen vi har brukt på femten kriterier, etter standardene i Araújo et al. (2019). Skåringen fungerer som en overordnet kvalitetskontroll på metoden brukt i dette kapitlet, også i sammenligning med andre studier. I tillegg er detaljene til hele modelleringsprosessen gjort tilgjengelig i form av kode i programmeringsspråket R (<https://github.com/julienvollering/SITKA-Vestland>). Koden gjør det mulig å etterprøve resultatene og den senker terskelen for å bygge videre på metoden med nye data og/eller andre arter. I resten av denne metodebeskrivelsen tar vi med moment som er vesentlige for å forstå modelleringsprosessen og for å tolke resultatene. Om ikke annet er oppgitt, er alle steg gjort parallelt for sitkagran og vestamerikansk hemlokk.

Først forberedte vi responsvariabelen i utbredelsesmodellering. Vi lastet ned stedfestede observasjoner fra GBIF av sitkagran og amerikansk hemlokk i deres naturlige utbredelsesområder i USA og Canada (sitkagran: <https://doi.org/10.15468/dl.kf6356>, vestamerikansk hemlokk: <https://doi.org/10.15468/dl.9r58bd>). Så kvalitetssikret vi individuelle observasjoner som var stedfestet mer enn 10 kilometer unna artens naturlige utbredelsesområde. Kvalitetssikringen innebar at vi vurderte om det fantes tilstrekkelig informasjon om observasjonen (f.eks. bilder, notater) til å gi sannsynlighetsovervekt for at funnet var både riktig identifisert og etablert uten menneskelig hjelp. Hvis ikke, forkastet vi observasjonen. For sitkagran tok vi som naturlig utbredelsesområde det som er skissert i Harris (1984). For vestamerikansk hemlokk tok vi som naturlig utbredelsesområde det som er skissert i Packee (1990).

Vi forberedte også forklaringsvariabler til parametrisering av modellene. Vi brukte 19 bioklimatiske variabler som er mye brukt i utbredelsesmodellering og som ble utviklet med mål om å fange opp ulike aspekter ved klima som kan ha økologisk betydning (Booth, 2018). Variablene er avledet fra månedlig temperatur og nedbør, og representerer årlige, kvartalvise og månedlige verdier (f.eks. variasjonsbredde i temperatur, temperatur i kaldest kvartal, eller nedbør i tørreste måned). Vi parametriserte modellene med data for klimaet i perioden 1981-2010. Vi antar at klimaet i denne 30-årsperioden er representativ for klimaet som har formet artsutbredelsene vi ser i dag i Nord-Amerika. Dataene er produsert av og hentet fra CHELSA (Karger et al., 2017, 2021). Til parametrisering av modellene ble dataene transformert fra geografisk koordinater med 30-buesekunders oppløsning til en arealriktig kartprojeksjon med 1-kilometers oppløsning, for å sikre at forekomstsannsynlighet estimeres likt ved ulike breddegrader. For hver av artene parametriserte vi modellen innenfor en 200-kilometers radius rundt forekomstobservasjonene av arten. Området som modellen parametriseres i må avgrenses geografisk for å sørge at egnete klimaer som har vært utenfor rekkevidden til arten ikke tolkes av modellen som uegnete (Anderson & Raza, 2010).

Forklaringsvariablene brukt til parametrisering av modellene i Nord-Amerika ble også brukt til prediksjoner over klimatisk egnethet i Norge. Vi valgte å undersøke to tidsperioder: 2011-2040 og 2071-2100. Den første perioden skal gjenspeile klimatiske betingelser som gjelder i dag og i nærmeste framtid, og er dermed mest relevant for dagens forvaltning av artene. Likevel er langtidsperspektivet i perioden 2071-2100 også forvaltningsrelevant siden artene har en forventet levetid i Norge på minst flere hundre år (Elven et al., 2018). Siden periodene ligger fram i tid, må det legges til grunn et scenario for å framskrive klimaet. Vi brukte to standard scenarioer som er definert i IPCCs AR6: SSP1-2.6 og SSP3-7.0 (IPCC, 2021). SSP1-2.6 er et optimistisk scenario med lav klimagassutslipp mens SSP3-7.0 er mindre optimistisk og innebærer høy klimagassutslipp. Til 2011-2040 brukte vi framskrivinger under scenario SSP1-2.6, men scenarioene er stort sett like for perioden 2011-2040, så dette valget er trolig av liten betydning for utbredelsesmodellene (IPCC, 2021). Til 2071-2100 brukte vi både SSP1-2.6 og SSP3-7.0, for å kunne sammenligne disse. Dataene over Norge ble også hentet fra

CHELSEA, og spesifikt fra klimamodellen som heter GFDL-ESM4 (Karger, Brun, et al., 2021; Karger, Conrad, et al., 2021; Karger et al., 2017). CHELSEA har bedre nøyaktighet enn andre, lignende klimadata i områder med mye topografisk variasjon—som Vestland fylke (Karger et al., 2017).

I likhet med andre statistiske modeller blir utbredelsesmodeller mindre treffsikre når de brukes til å predikere under forhold som er utenfor det som har blitt brukt til å parameterisere modellen (såkalt ekstrapolering). Fremmede arter kan i noen tilfeller spre seg til klimatiske nisjer som ikke finnes der de har sine hjemlige utbredelser, så utbredelsesmodeller risikerer å overse potensialet i områder med ‘uprøvd’ klima (Atwater et al., 2018). Ekstrapolering er undersøkt i Vollering et al. (2019, appendiks F), og det er funnet at norske klimaer i dag er fullt innenfor variasjonen som finnes i den aktuelle delen av Nord-Amerika. Vi har ikke kvantifisert om norske klimaer i framtiden også ligger innenfor denne variasjonen, men det er usannsynlig at et varmere klima vil medføre ekstrapolering når artene strekker seg ganske langt sør i USA.

Vi utformet et opplegg for romlig-strukturert kryssvalidering som vi kunne bruke til å selektere og evaluere ulike modeller. Romlig-strukturert kryssvalidering innebærer at datagrunnlaget blir delt opp i ulike regioner, og så at hver av regionene blir satt opp mot en modell som er parametrisert på grunnlag av de andre regionene. Romlig-strukturert kryssvalidering er en utmerket måte å teste utbredelsesmodeller, spesielt når formålet med modelleringen er å overføre modellen til en annen verdensdel (Roberts et al., 2017). Vi valgte å utforme kryssvalideringen med regioner delt opp langs nord-sør akse, fordi Norge ligger lenger nord enn artenes naturlige utbredelsesområde i Nord-Amerika. På denne måten er kryssvalideringen—og dermed også modellseleksjonen og evalueringen—tilpasset kapittelets formål om å bruke modellen i Norge. Vi definerte fem regioner, så kryssvalideringen innebar at en modell ble parametrisert med 80% av datagrunnlaget og testet med de resterende 20%, fem ganger. Testingen målte hvor godt modellen skilte mellom stedene med forekomster av arten og stedene uten, ved å beregne AUC. AUC er en verdi mellom 0 og 1 som oppsummerer hvor godt en modell utfører binær klassifisering. Vi testet ikke hvor godt modellene var kalibrert som en del av

evalueringen, fordi vi anser det som viktigere for kapittelets formål at modellene skiller mellom egnet og uegnet klima enn at de estimerer ratioer av egnethet.

Mange ulike algoritmer og matematiske strukturer har blitt anvendt som utbredelsesmodeller. Noen av disse modelltypene har vist seg til å gi mer nøyaktige resultater enn andre (Valavi et al., 2022). Størst prediksjonsnøyaktighet blir imidlertid oppnådd når individuelle, optimaliserte modeller av ulike typer slås sammen til et så-kalt ensemble (Valavi et al., 2022). Derfor valgte vi å tuftet vår beregning av klimatisk egnethet på et ensemble av to modelltyper: 'Maxent' og 'MIAMaxent'. Maxent-typen er generelt veldig nøyaktig sammenlignet med andre typer, men har en tendens til å påstå komplekse virkninger av miljøforhold på artsutbredelser (Halvorsen, 2013; Radosavljevic & Anderson, 2014). Dersom den postulerte virkningen er mer kompleks enn den faktiske økologiske effekten, vil det gjøre modellen mindre overførbar til andre verdensdeler (Liu et al., 2020). MIAMaxent-typen er avledet fra Maxent-typen nettopp for å motvirke den overnevnte tendensen, og passer derfor kapittelets formål (Vollering et al., 2019).

Selv med utgangspunkt i et bestemt datagrunnlag og en bestemt modelltype finnes det metodiske valg som kan være av stor betydning (Valavi et al., 2022). Disse valg bør greies ut, helst ved å teste alternativene. I maskinlæring kalles denne prosessen for *hyperparameter tuning*, fordi innstillinger som påvirker parameterne som inngår i modellen (såkalte *hyperparameters*) må avpasses hver enkel anvendelse av modellen (via *tuning*). Vi brukte kryssvalideringen til å finne nøyaktig hvilke modeller av type Maxent eller MIAMaxent ga de mest nøyaktige resultatene. For Maxent undersøkte vi ulike verdier av 'regularization multiplier' og 'feature classes' og for MIAMaxent undersøkte vi ulike verdier av 'transformation types', 'interaction' og 'alpha'. For begge typene testet vi også ulike maskestørrelser i en romlig filtrering av forekomstvariabelen. Det sistnevnte er for å motvirke geografisk skjevhet som oppstår ved at noen plasser er bedre besøkt av observatører enn andre (Fourcade et al., 2014). Vi testet alle kombinasjoner av de ulike hyperparametere, og til sammen ble 96 Maxent modeller og 128 MIAMaxent modeller testet for hver av artene.

På grunnlag av testingen, laget vi et ensemble ved å slå sammen individuelle modeller. For hver av artene selekterte vi den Maxent- eller MIAMaxent-modellen med den beste AUC verdien, samt alle modellene med en AUC verdi på minst 99% av den beste verdien. For sitkagran ble det selektert fire Maxent-modeller og tre MIAMaxent-modeller, og for vestamerikansk hemlokk ble det selektert åtte Maxent-modeller og fem MIAMaxent-modeller. Hver av disse ble parametrisert på nytt med det hele datagrunnlaget for å maksimere nøyaktighet i de endelige prediksjonene (Roberts et al., 2017). Ensemble-prediksjonen ble definert som summen av prediksjonene fra alle modellene i ensemblet. I resultatene unngår vi begrepet 'ensemblet' og henviser bare til 'modellen' istedenfor, og vi rapporterer den gjennomsnittlige AUC-verdien til modellene i ensemblet.

Siden det er umulig å si med sikkerhet hvor artene *ikke* forekommer—ut fra datagrunnlaget vet vi kun hvor de forekommer—gir modellen en *relativ* forekomstsannsynlighet. For å estimere hvor grensa går mellom et klima som er egnet nok for forekomst, og et klima som er utilfredsstillende, må det gjøres en antakelse. Vi valgte å anta at 5% av forekomstene i datagrunnlaget befinner seg steder der klimaet ikke er egnet for arten. Tankegangen bak denne antagelsen er at det er flere grunner til at det kan bli observert en forekomst der klimaet er beregnet som uegnet. For eksempel er den romlige oppløsningen til klimadataene 1 kilometer, og individer av arten kan være etablert i et gunstig mikroklima innenfor et 1-kilometers celle som ellers har ugunstig klima. Likevel er 5% et noenlunde vilkårlig tall, og det er viktig å påpeke at det ikke er belegg for å fastsette denne terskelen nøyaktig. På fagspråk kalles terskelen vi valgte for 95% sensitivitet, fordi det fanger opp 95% av forekomster. I resultatene presenterer vi denne terskelverdien for ensemblet, beregnet ut fra forekomster i den hjemlige utbredelsen.

Vi beregnet også et enkelt mål på usikkerhet i ensemblets prediksjoner. Vi fant terskelverdien med 95% sensitivitet for hver av modellene som inngikk i ensemblet og brukte disse til å kategorisere klimaet i Norge som egnet eller uegnet. Så telte vi opp hvor mange av modellene ga prediksjoner som stridde imot flertallet, og delte inn i tre nivåer av usikkerhet: lavest, middels, og høyest.

Med andre ord er det høyeste nivået av usikkerhet tilordna steder der det var størst uenighet blant modellene. Vi valgte å presentere usikkerhet i klimatisk egnethet kun for perioden 2011-2040, fordi vårt mål på usikkerhet kun omfatter usikkerhet i utbredelsesmodellen. For perioden 2071-2100 vil usikkerhet i klima, knyttet til scenarioene, overskygge usikkerhet i utbredelsesmodellen.

Resultater og drøfting

For begge artene hadde modellene god evne til å skille mellom steder i den hjemlige utbredelsen med og uten forekomster, basert på klimatiske forskjeller (sitkagran AUC = 0.922; vestamerikansk hemlokk AUC = 0.916)*. Med andre ord fant modellene tydelige klimatiske grenser i de hjemlige utbredelsene til sitkagran og vestamerikansk hemlokk, som antageligvis vil være viktige i Vestland også. Basert på modelleringsprosessen (Appendiks A) og AUC-verdiene vurderer vi kvaliteten på utbredelsesmodellene som tilfredsstillende.

Sitkagran

For sitkagran er det store forskjeller i klimatisk egnethet innen Vestland fylke i dag (Figur 8). Forskjellen mellom de minst og de mest egnete steder spenner cirka fem størrelsesordener ($10^{-3.6}$ - $10^{1.2}$). Det vil si at dersom Vestland hadde vært en del av sitkagrans hjemlige utbredelse, så ville det vært 100 000 ganger mer sannsynlig å finne arten i visse deler av fylket enn i andre deler, basert på klima. De mest egnete klimaer ligger i kyststrøket av fylket, og da særlig sør for Sognefjorden.

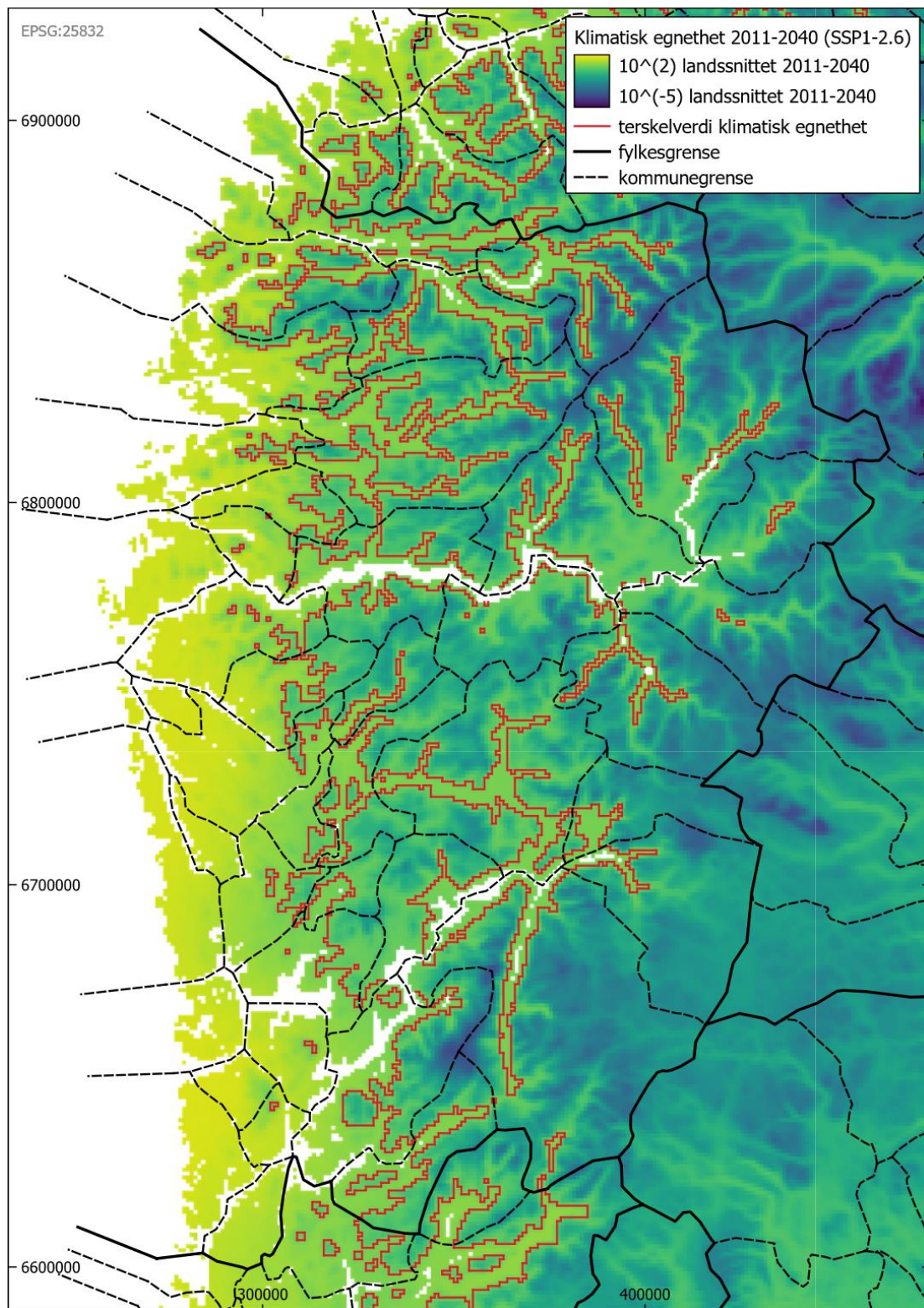
Modellen viser at sitkagran, med dagens klima, kan trives i et ca. 50 km bredt belte langs kysten, og langs fjordene innover i landet, helt til indre deler av fylket. Til sammen blir 36% av fylket regnet som egnet. Arealet med egnet klima er stort sett sammenhengende, men det finnes også noen mindre områder med egnet klima som er adskilt fra resten, spesielt innerst i Sogn. Dersom vi hadde justert terskelverdien litt opp eller ned, ville disse isolerte områdene sannsynligvis

* AUC er et mål mellom 0 og 1 på hvor godt en modell klarer å skille ut forekomster. Siden det er mulig at arten faktisk forekommer også der det ikke er observert forekomst i datagrunnlaget, vil selv en perfekt modell ikke kunne oppnå en AUC på 1.

forsvunnet, eller blitt sammenhengende med resten av arealet med egnet klima. De aller fleste funn av sitkagran som er rapportert i GBIF per oktober 2022 (<https://doi.org/10.15468/dl.vtndx7>) er funnet i områder med egnet klima etter terskelverdien i Figur 8. Samtidig er det store arealer med egnet klima som er uten funn så lenge.

Kartene over klimatisk egnethet for sitkagran er generelt lysere i fargen enn kartene for vestamerikansk hemlokk (jf. Figur 8, Figur 11), men det betyr ikke at klimaet i Vestland er bedre egnet for sitkagran enn for vestamerikansk hemlokk. Modellene predikerer hvor godt egnet klimaet er på ett bestemt sted i forhold til andre steder, individuelt for hver art. Disse relative verdier kan ikke sammenlignes på tvers av arter.

Resultatene fra utbredelsesmodelleringen var naturlig nok mest usikre i områdene med klimatisk egnethet rundt terskelverdien, og sikrere i områder der klimaet enten er uegnet eller veldig egnet (Appendiks B).



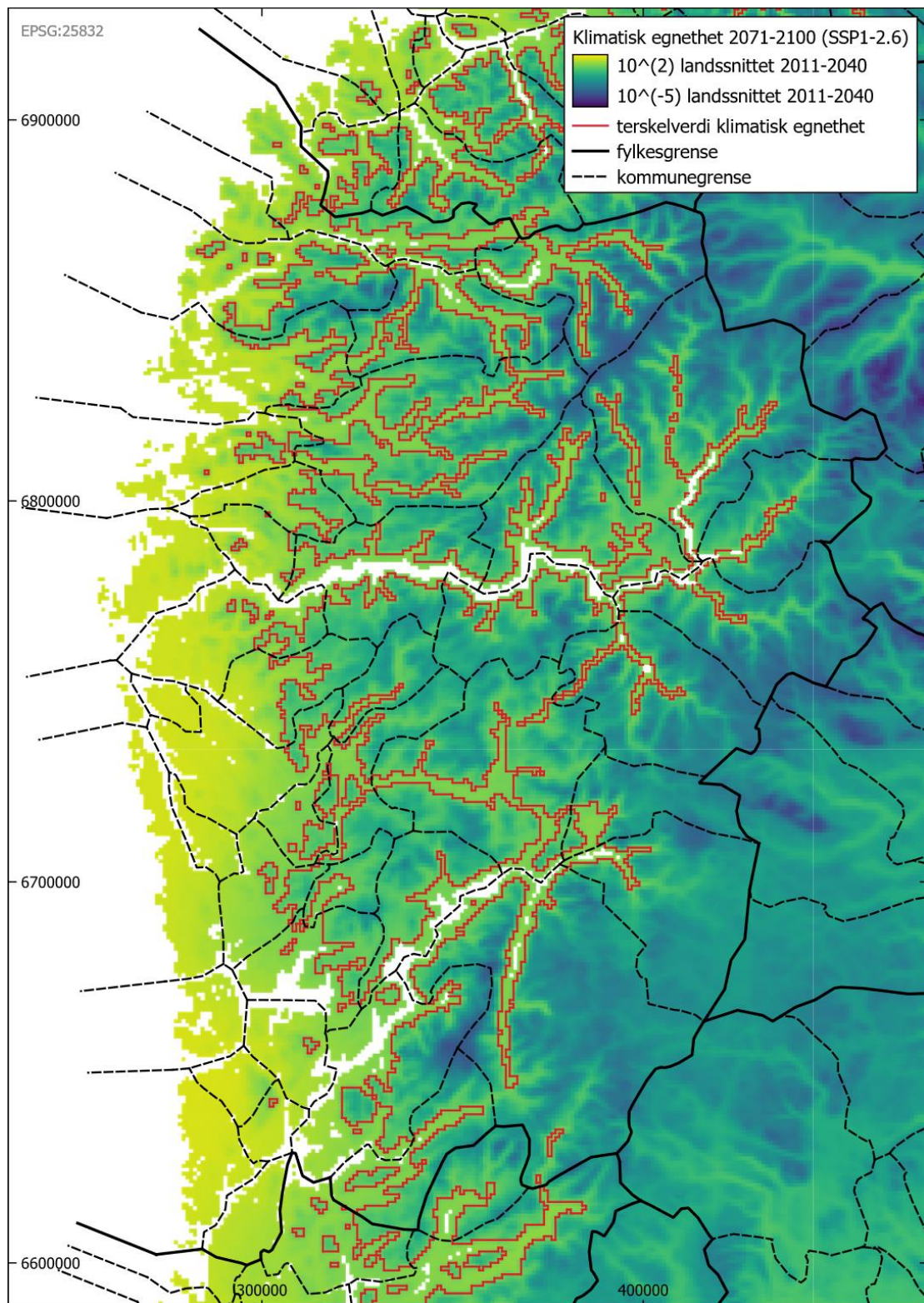
Figur 8: Relativ klimatisk egnethet for sitkagran i dag. Områder som er godt egna har lys farge, mens områder som er dårligere egna har mørkere farge. Den røde linja markerer en terskelverdi for klimatisk egnethet. Resultatet er også gjengitt som et interaktivt, zoombart kart tilgjengelig ved <https://julienvollering.github.io/SITKA-Vestland>.

Framskrivning for sitkagran i perioden 2071-2100

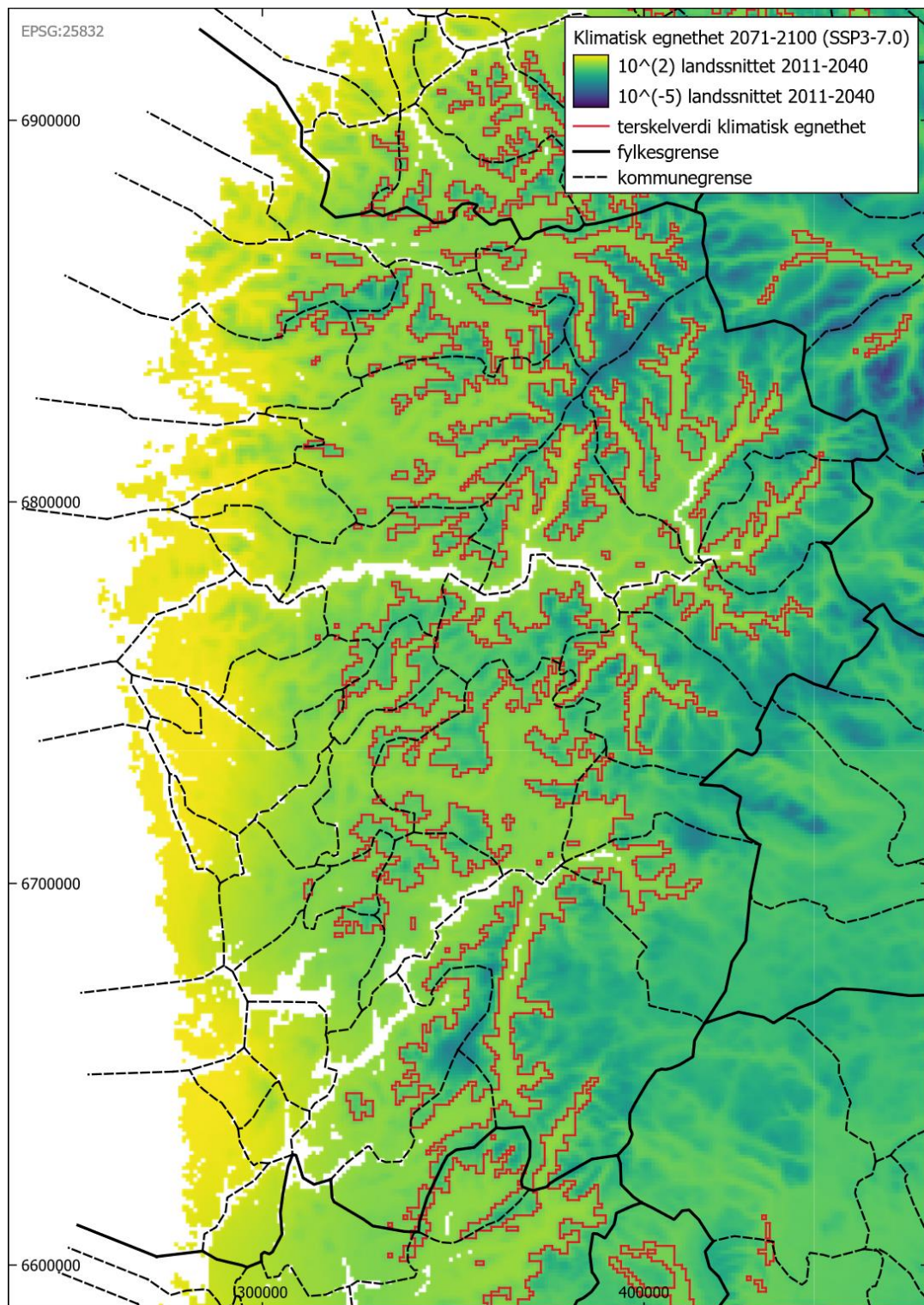
Framskrivningen av klimatisk egnethet for sitkagran i perioden 2071-2100 under scenario SSP1-2.6 (Figur 9) viser liten endring fra dagens situasjon (Figur 8). Arealet med egnet klima synker med ett prosentpoeng, til 35%, men samtidig observerer vi en liten rokering innenfor fylkesgrensene. Arealet med egnet klima blir mer sammenhengende i områder som i dag er lite egna. Dette ser vi langs fjordene i indre Sogn, f.eks. langs Sogndalsfjorden. Samtidig finner vi enkelte områder i fylket der klimaet går fra å være egnet i dag, til uegnet i 2071-2100 (f.eks. Langeland i Sunnfjord).

Under scenario SSP3-7.0 øker klimatisk egnethet for sitkagran i perioden 2071-2100 dramatisk (Figur 10) i forhold til dagens situasjon (Figur 8). Økningen er stor og over hele linja, og gjør at omtrent alt som ikke er høyfjell blir regnet som klimatisk egnet etter terskelverdien (60% av fylket). Klimatisk egnet areal i indre fjordstrøk blir sammenhengende fordi mange barrierer i form av vann eller høytliggende terreng forsvinner (f.eks. mellom Årdal og Lærdal, eller Odda og Åkrafjorden).

Store forskjeller mellom Figur 9 og Figur 10 tyder på at størrelsen på klimaoppvarmingen vil ha avgjørende effekt på den langsiktige utbredelsen av sitkagran i Vestland fylke.



Figur 9: Relativ klimatisk egnethet for sitkagran i perioden 2071-2100 under SSP1-2.6. Områder som er godt egna har lys farge, mens områder som er dårligere egna har mørkere farge. Den røde linja markerer en terskelverdi for klimatisk egnethet. Resultatet er også gjengitt som et interaktivt, zoombart kart tilgjengelig ved <https://julienvollering.github.io/SITKA-Vestland>.



Figur 10: Relativ klimatisk egnethet for sitkagran i perioden 2071-2100 under SSP3-7.0. Områder som er godt egna har lys farge, mens områder som er dårligere egna har mørkere farge. Den røde linja markerer en terskelverdi for klimatisk egnethet. Resultatet er også gjengitt som et interaktivt, zoombart kart tilgjengelig ved <https://julienvollering.github.io/SITKA-Vestland>.

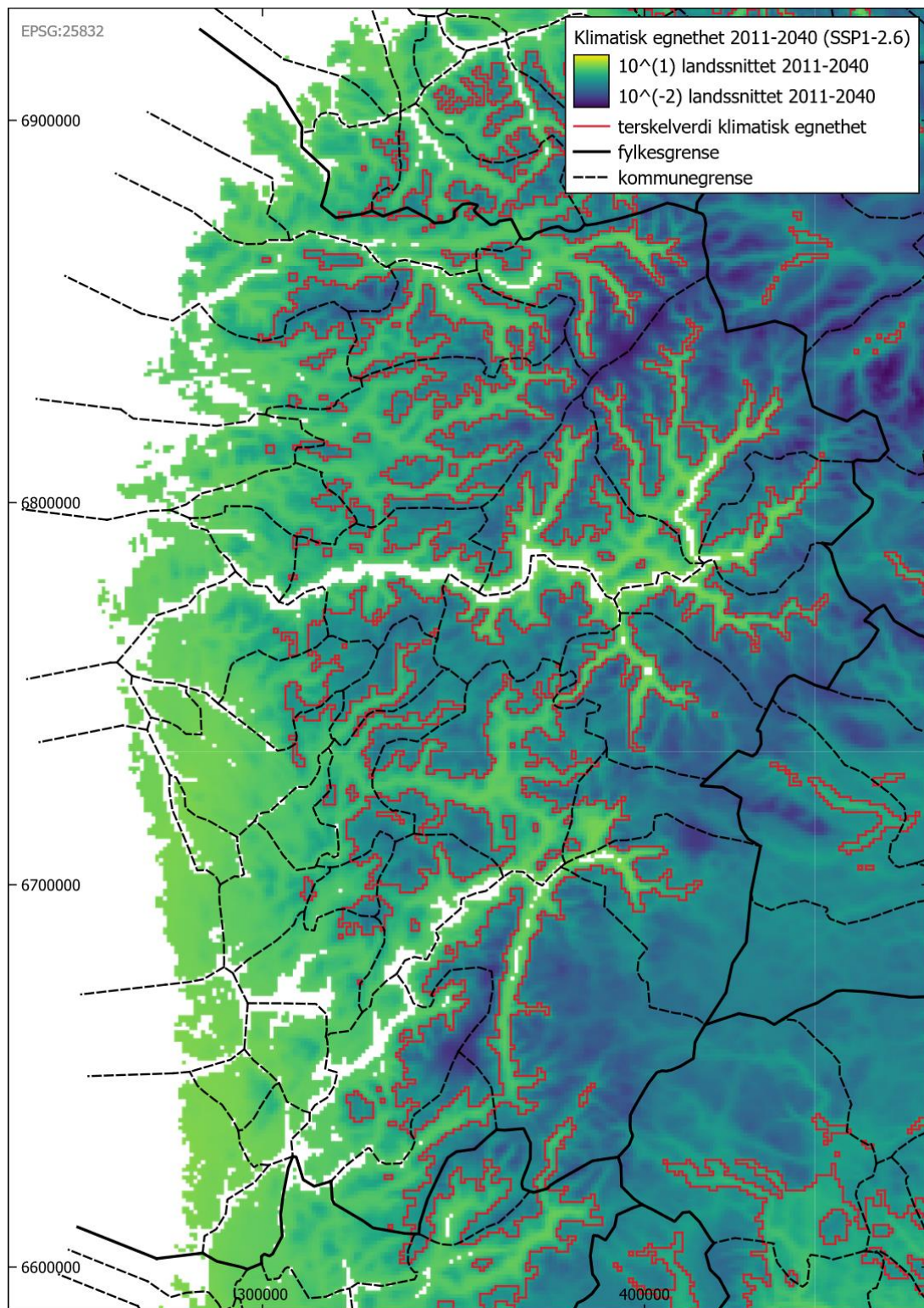
Vestamerikansk hemlokk

For vestamerikansk hemlokk er det betydelige forskjeller i klimatisk egnethet innen Vestland fylke i dag (Figur 11), men forskjellene er mindre enn for sitkagran. Mellom de minst og de mest egnete stedene spenner klimatisk egnethet for vestamerikansk hemlokk cirka tre størrelsesordener ($10^{-2.2}$ - $10^{0.7}$). Det vil si at dersom Vestland hadde vært en del av hemlokks hjemlige utbredelse, så ville det vært 1 000 ganger mer sannsynlig å finne arten i visse deler av fylket enn i andre deler, basert på klima. De mest egnete klimaene finner man i ytre fjordstrøk sør i fylket, indre Sogn, og Hardanger.

Modellen viser at vestamerikansk hemlokk, med dagens klima, kan trives i storparten av fylket, spesielt områder under cirka 800 meter over havet. Den ytterste kysten, så vel som areal rundt de innerste fjordarmene, har egnet klima. Til sammen blir 54% av fylket regnet som egnet i dag. Arealet med egnet klima (i Vestland) er nesten helt sammenhengende. Så godt som alle funn av vestamerikansk hemlokk som er rapportert i GBIF per oktober 2022 (<https://doi.org/10.15468/dl.2yg4t3>) er stedfestet til områder med egnet klima etter terskelverdien i Figur 11. Samtidig er det store arealer med egnet klima som er uten funn så lenge.

Kartene over klimatisk egnethet for vestamerikansk hemlokk er generelt mørkere i fargen enn kartene for sitkagran (jf. Figur 8, Figur 11), men det betyr ikke at klimaet i Vestland er dårligere egnet for vestamerikansk hemlokk enn for sitkagran. Modellene predikerer hvor godt egnet klimaet er på ett bestemt sted i forhold til andre steder, individuelt for hver art. Disse relative verdier kan ikke sammenlignes på tvers av arter.

Resultatene fra utbredelsesmodelleringen var naturlig nok mest usikre i områdene med klimatisk egnethet rundt terskelverdien, og sikrere i områder der klimaet enten er uegnet eller veldig egnet (Appendiks B).



Figur 11: Relativ klimatisk egnethet for vestamerikansk hemlokk i dag. Områder som er godt egna har lys farge, mens områder som er dårligere egna har mørkere farge. Den røde linja markerer en terskelverdi for klimatisk egnethet. Resultatet er også gjengitt som et interaktivt, zoombart kart tilgjengelig ved <https://julienvollering.github.io/SITKA-Vestland>.

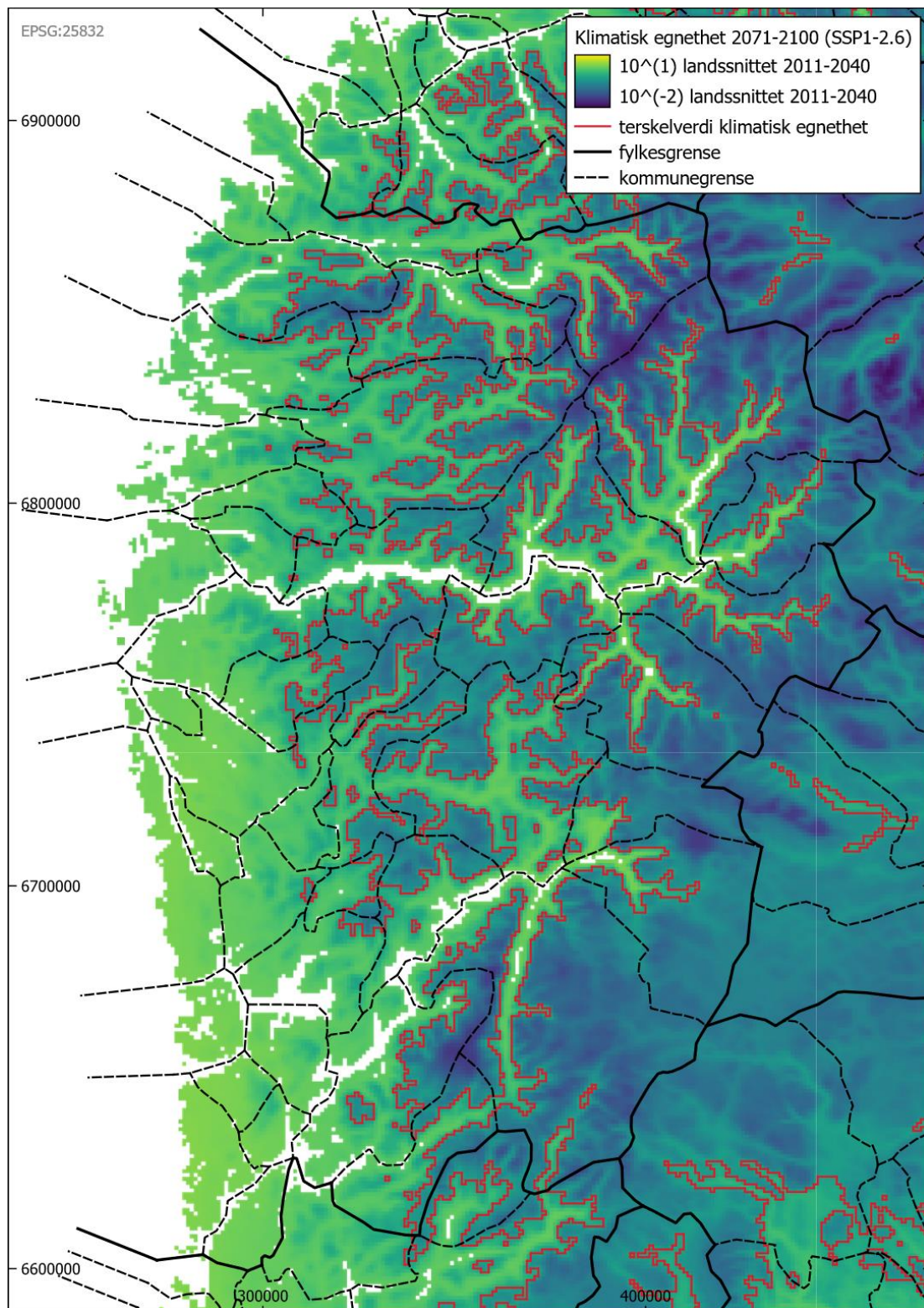
Framskrivning for vestamerikansk hemlokk i perioden 2071-2100

Framskrivningen av klimatisk egnethet for vestamerikansk hemlokk i perioden 2071-2100 under scenario SSP1-2.6 (Figur 12) viser liten endring fra dagens situasjon (Figur 11). Det er ingen tydelige endringer i relativ klimatisk egnethet på regionalt nivå, og andelen av fylket som regnes som klimatisk egnet forblir 54%.

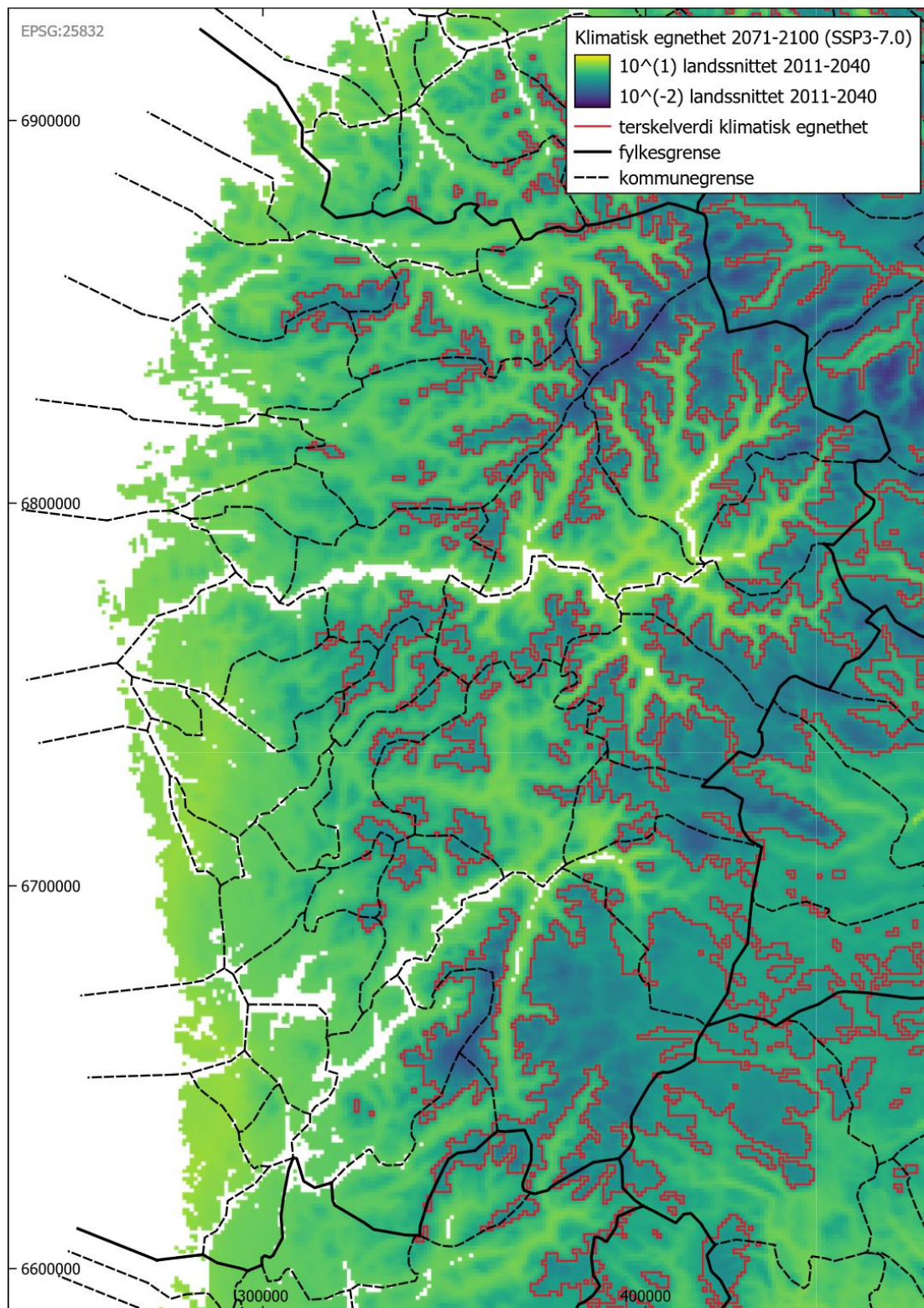
Under scenario SSP3-7.0 øker klimatisk egnethet for vestamerikansk hemlokk i perioden 2071-2100 sterkt (Figur 13) i forhold til dagens situasjon (Figur 11), både der klimaet er egnet i dag og det er ikke er det. Syttitre prosent av fylket er egnet under scenarioet, og arealet som er klimatisk *uegnet* etter terskelverdien omfatter ikke stort mer enn Hardangervidda, Nordfjella, og dagens breer. Da flere fjelloverganger blir klimatisk egnet for vestamerikansk hemlokk (f.eks. mellom Eidfjord og Hol), forsvinner faktisk de klimatiske barrierene mellom Østlandet og Vestlandet under scenarioet.

Store forskjeller mellom Figur 12 og Figur 13 tyder på at størrelsen på klimaoppvarmingen vil ha avgjørende effekt på den langsiktige utviklingen av vestamerikansk hemlokk i Vestland fylke.

Verdiene presentert i Figur 8 til Figur 13 kan lastes ned i GeoTiff-format fra <https://github.com/julienvollering/SITKA-Vestland>.



Figur 12: Relativ klimatisk egnethet for vestamerikansk hemlokk i perioden 2071-2100 under SSP1-2.6. Områder som er godt eigna har lys farge, mens områder som er dårligere eigna har mørkere farge. Den røde linja markerer en terskelverdi for klimatisk egnethet. Resultatet er også gjengitt som et interaktivt, zoombart kart tilgjengelig ved <https://julienvollering.github.io/SITKA-Vestland>.



Figur 13: Relativ klimatisk egnethet for vestamerikansk hemlokk i perioden 2071-2100 under SSP3-7.0. Områder som er godt egna har lys farge, mens områder som er dårligere egna har mørkere farge. Den røde linja markerer en terskelverdi for klimatisk egnethet. Resultatet er også gjengitt som et interaktivt, zoombart kart tilgjengelig ved <https://julienvollering.github.io/SITKA-Vestland>.

Forbehold om modellering av klimatisk egnethet med utbredelsesmodeller

Forekomstdata fra både Nord-Amerika og Norge tyder på at begge modellene fanget opp viktige aspekter av artenes klimatiske nisjer, og at resultatene fra modellene trygt kan brukes som mål på klimatisk potensial i Vestland. Likevel er det noen forbehold å nevne (som gjelder de aller fleste utbredelsesmodeller).

Klimadataene fra CHELSA som er lagt til grunn for utbredelsesmodellene er nedskalert fra klimamodeller med lavere oppløsning, så forskjeller mellom enkelte 1-kilometers piksler i kartene bør ikke overtolkes fremfor det overordnede mønsteret på litt grovere skala.

Modellene angir *relativ* klimatisk egnethet, og terskelverdien som er brukt til å skille egnet fra uegnet ikke bør anses som definitiv. Terskelverdien kan justeres noe opp eller ned, avhengig av formålet. Dersom det er viktig å unngå at steder med egnet klima blir utelatt, kan terskelverdien justeres opp (øke sensitivitet). Dersom det er viktig å utelate steder med uegnet klima, kan terskelverdien justeres ned (øke spesifisitet). Vi undersøkte kun én terskelverdi, men i områder med små forskjeller i relativ klimatisk egnethet vil en liten justering i terskelverdien kunne gi store endringer i terskelverdiens geografisk avgrensning av egnet og uegnet klima. Derfor er det viktig å se terskelverdiens avgrensning i sammenheng med den kontinuerlige skalaen i relativ klimatisk egnethet.

Fremmede planter sprer seg sjeldent ut forbi de klimatiske 'nisjene' (eller toleransegrensene) de har i sine hjemlige utbredelser (Liu et al., 2020). I de tilfellene det skjer, er utvidelsen av nisjen som regel liten. Derimot er det vanlig at fremmede arter ikke har rukket å fylle hele den klimatiske nisjen de fyller i sine hjemlige utbredelser (Atwater & Barney, 2021). Vi sier at de har et 'urealisert klimatisk potensial', og antar at det delvis skyldes at de ikke har hatt nok tid siden import til å spre seg overalt der klimaet er egnet. Likevel er det slik at en fremmed art ikke nødvendigvis spre seg til alle steder med egnet klima, selv etter lang tid, fordi andre faktorer også kan begrense utbredelsen. For eksempel kan et område med egnet klima være utilgjengelig fordi det består av intensiv hevdet jordbruksmark. Egnet klima bør derfor betraktes som en *forutsetning* for spredning, men ikke som *tilstrekkelig* for spredning.

Klimatisk egnethet beregnet ved hjelp av utbredelsesmodeller skal ikke tolkes som et presist mål på detaljerte egenskaper som artens tallrikhet, populasjonsvekstrate, spredningshastighet, invasjonssårbarhet, eller lignende. Utbredelsesmodellene beskriver artens klimatiske nisje utfra forekomstdata, og disse gir bare informasjon om minimums-vilkårene for at en art skal trives. Likevel kan gode utbredelsesmodeller gi et forenklet uttrykk for ulike egenskaper ved populasjoner av fremmede arter, og forekomstsannsynlighet kan til en viss grad reflektere tallrikhet, spesielt når modellen viser god evne til å skille mellom steder med og uten forekomster (Jiménez-Valverde et al., 2021).

Oppsummerte anbefalinger

- Sitkagran og vestamerikansk hemløkk som forekommer i eller nær de indre delene av fylket som har egnet klima bør fjernes, for å hindre at artene får regionalt fotfeste.
- Forvaltningen bør være forberedt på at klimaendringer kan åpne for spredning i store deler av fylket som ikke er egnet for artene i dag.
- Klimatisk egnethet bør legges til grunn for en forvaltning av artene som er langsiktig, både når det gjelder fjerning og eventuell nyplanting.

Litteratur

- Ahlstrøm, A., Bjørkelo, K., & Fadnes, K. D. (2019). AR5 Klassifikasjonssystem. In 76. NIBIO. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2596511>
- Anderson, R. P., & Raza, A. (2010). The effect of the extent of the study region on GIS models of species geographic distributions and estimates of niche evolution: Preliminary tests with montane rodents (genus *Nephelomys*) in Venezuela. *Journal of Biogeography*, 37(7), 1378–1393. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2010.02290.x>
- Araújo, M. B., Anderson, R. P., Barbosa, A. M., Beale, C. M., Dormann, C. F., Early, R., Garcia, R. A., Guisan, A., Maiorano, L., Naimi, B., O'Hara, R. B., Zimmermann, N. E., & Rahbek, C. (2019). Standards for distribution models in biodiversity assessments. *Science Advances*, 5(1), eaat4858. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aat4858>
- Artsdatabanken. (2018). *Norsk rødliste for naturtyper*. <https://www.artsdatabanken.no/rodlistefornaturtyper>
- Atwater, D. Z., & Barney, J. N. (2021). Climatic niche shifts in 815 introduced plant species affect their predicted distributions. *Global Ecology and Biogeography*, 30(8), 1671–1684. <https://doi.org/10.1111/geb.13342>
- Atwater, D. Z., Ervine, C., & Barney, J. N. (2018). Climatic niche shifts are common in introduced plants. *Nature Ecology & Evolution*, 2(1), 34–43. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0396-z>
- Booth, T. H. (2018). Why understanding the pioneering and continuing contributions of BIOCLIM to species distribution modelling is important. *Austral Ecology*, 43(8), 852–860. <https://doi.org/10.1111/aec.12628>
- Elven R, Hegre H, Solstad H, Pedersen O, Pedersen PA, Åsen PA og Vandvik V (2018). Fremmedartslista 2018. Artsdatabanken. Hentet fra <https://www.artsdatabanken.no/fab2018>
- Fourcade, Y., Engler, J. O., Rödder, D., & Secondi, J. (2014). Mapping species distributions with MAXENT using a geographically biased sample of presence data: A performance assessment of methods for correcting sampling bias. *PLoS ONE*, 9(5), 1–13. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0097122>
- GBIF.org (2022). GBIF Occurrence Download. <https://doi.org/10.15468/dl.kf6356>
- GBIF.org (2022). GBIF Occurrence Download. <https://doi.org/10.15468/dl.9r58bd>
- GBIF.org (2022). GBIF Occurrence Download <https://doi.org/10.15468/dl.vtndx7>
- GBIF.org (2022). GBIF Occurrence Download <https://doi.org/10.15468/dl.2yg4t3>

- Halvorsen, R. (2013). A strict maximum likelihood explanation of MaxEnt, and some implications for distribution modelling. *Sommerfeltia*, 36(1), 1–132. <https://doi.org/10.2478/v10208-011-0016-2>
- Halvorsen, R., Bryn, A., Erikstad, L., & Lindgaard, A. (2015). *Natur i Norge (NiN). Versjon 2.0.0*. Norwegian Biodiversity Information Facility. <http://www.artsdatabanken.no/naturinorge>
- Harris, A. S. (1984). *Sitka spruce: An American wood* (FS-265). United States Department of Agriculture.
- IPCC (2021). Summary for policymakers. In *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009157896.001>
- Jiménez-Valverde, A., Aragón, P., & Lobo, J. M. (2021). Deconstructing the abundance–suitability relationship in species distribution modelling. *Global Ecology and Biogeography*, 30(1), 327–338. <https://doi.org/10.1111/geb.13204>
- Karger, D. N., Brun, P., & Zimmermann, N. E. (2021). *CHELSEA V2.1: Technical specification*. <https://chelsea-climate.org/downloads/>
- Karger, D. N., Conrad, O., Böhner, J., Kawohl, T., Kreft, H., Soria-Auza, R. W., Zimmermann, N. E., Linder, H. P., & Kessler, M. (2017). Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. *Scientific Data*, 4, 170122. <https://doi.org/10.1038/sdata.2017.122>
- Karger, D. N., Conrad, O., Böhner, J., Kawohl, T., Kreft, H., Soria-Auza, R. W., Zimmermann, N. E., Linder, H. P., & Kessler, M. (2021). *Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas* (2.1) [Data set]. <https://doi.org/10.16904/ENVIDAT.228.V2.1>
- Leroy, B. (2022). Choosing presence-only species distribution models. *Journal of Biogeography*, n/a(n/a). <https://doi.org/10.1111/jbi.14505>
- Liu, C., Wolter, C., Xian, W., & Jeschke, J. M. (2020a). Most invasive species largely conserve their climatic niche. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(38), 23643–23651. <https://doi.org/10.1073/pnas.2004289117>
- Liu, C., Wolter, C., Xian, W., & Jeschke, J. M. (2020b). Species distribution models have limited spatial transferability for invasive species. *Ecology Letters*, 23(11), 1682–1692. <https://doi.org/10.1111/ele.13577>
- McMahon, S. M., & Metcalf, C. J. E. (2008). Transient sensitivities of non-indigenous shrub species indicate complicated invasion dynamics. *Biological Invasions*, 10(6), 833–846. <https://doi.org/10.1007/s10530-008-9242-1>
- Miljødirektoratet. (2021). *Høringsnotat—Endringer i forskrift om utsetting av utenlandske treslag til skogbruksformål (FOR-2012-05-25-460)*.

- Miljødirektoratet & Landbruksdirektoratet. (2019). *Utredning av forbud mot utsetting av utenlandske treslag til skogbruksformål* (M-1378).
- Moen, A. (1998). *Vegetasjon*. Norges geografiske oppmåling.
https://urn.nb.no/URN:NBN:no-nb_digibok_2010011503012
- Øyen, B.-H. (2001). Vestamerikansk hemlokk-gjøkungen blant innførte bartrær i vest-norge? *Blyttia*, 59(4), 208–216.
- Øyen, B.-H. (2008). Skogreisningen på kysten: Et streiftog gjennom historien. In B.-H. Øyen (Ed.), *Kystskogbruket: Potensial og utfordringer de kommende tiårene* (pp. 69–74). Norsk institutt for skog og landskap.
- Øyen, B.-H., & Nygaard, P. H. (2020). Impact of Sitka spruce on biodiversity in NW Europe with a special focus on Norway – evidence, perceptions and regulations. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 35(3–4), 117–133.
<https://doi.org/10.1080/02827581.2020.1748704>
- Packee, E. C. (1990). *Tsuga heterophylla* (Raf.) Sarg. Western Hemlock. In R. M. Burns & B. H. Honkala (Eds.), *Silvics of North America: 1. Conifers* (Vol. 1, pp. 613–622). U.S. Department of Agriculture, Forest Service.
https://srs.fs.usda.gov/pubs/misc/ag_654/volume_1/picea/sitchensis.htm
- Radosavljevic, A., & Anderson, R. P. (2014). Making better Maxent models of species distributions: Complexity, overfitting and evaluation. *Journal of Biogeography*, 41(4), 629–643. <https://doi.org/10.1111/jbi.12227>
- Roberts, D. R., Bahn, V., Ciuti, S., Boyce, M. S., Elith, J., Guillera-Arroita, G., Hauenstein, S., Lahoz-Monfort, J. J., Schröder, B., Thuiller, W., Warton, D. I., Wintle, B. A., Hartig, F., & Dormann, C. F. (2017). Cross-validation strategies for data with temporal, spatial, hierarchical, or phylogenetic structure. *Ecography*, 40(8), 913–929. <https://doi.org/10.1111/ecog.02881>
- Statistisk sentralbyrå. (2017). 06288: *Produktivt skogareal, unntatt areal under forynging (km²), etter region, statistikkvariabel og intervall (år)* [Statistikk].
<https://www.ssb.no/statbank/table/06288>
- Valavi, R., Guillera-Arroita, G., Lahoz-Monfort, J. J., & Elith, J. (2022). Predictive performance of presence-only species distribution models: A benchmark study with reproducible code. *Ecological Monographs*, 92(1), e01486.
<https://doi.org/10.1002/ecm.1486>
- Vollering, J. (2022). *Forecasting the continued naturalization of widely planted alien conifers: On Sitka spruce (Picea sitchensis) in Norway* [PhD, University of Oslo]. <http://urn.nb.no/URN:NBN:no-93007>
- Vollering, J., Halvorsen, R., Auestad, I., & Rydgren, K. (2019). Bunching up the background betters bias in species distribution models. *Ecography*, 42(10), 1717–1727. <https://doi.org/10.1111/ecog.04503>

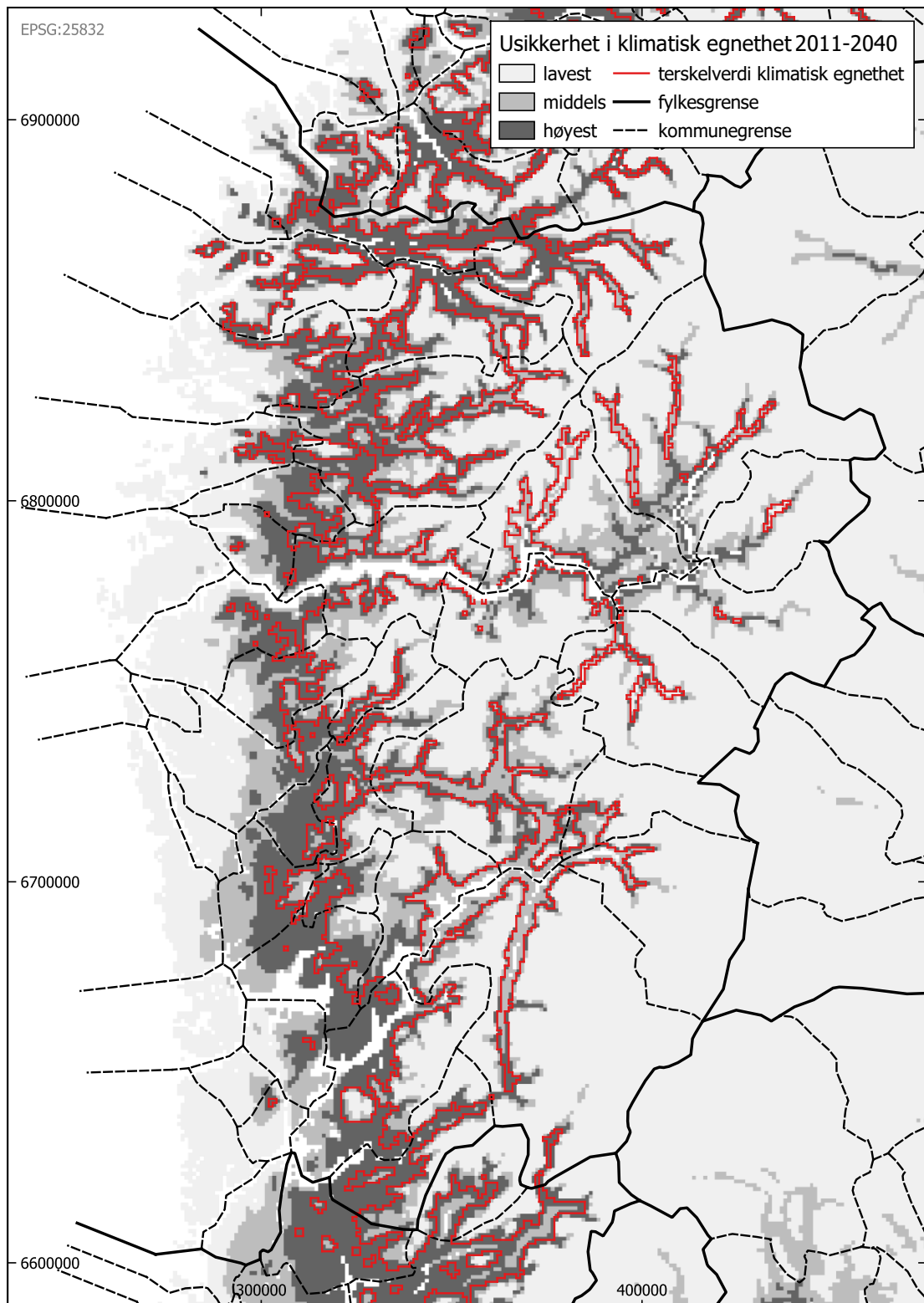
Vollering, J., Halvorsen, R., & Mazzoni, S. (2019). The MIAMaxent R package: Variable transformation and model selection for species distribution models. *Ecology and Evolution*, 9(21), 12051–12068. <https://doi.org/10.1002/ece3.5654>

Appendiks A

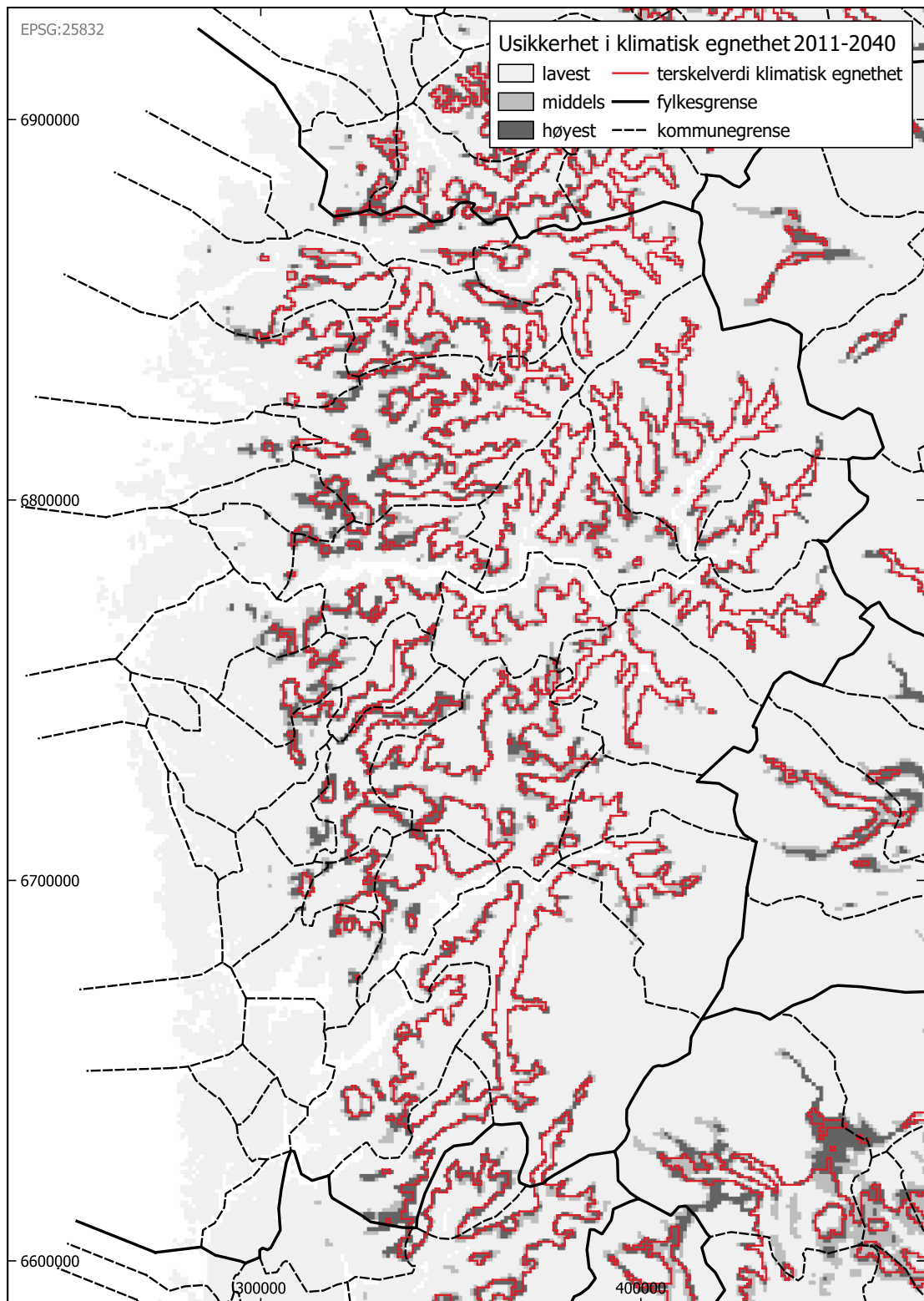
I tabellen under presenterer vi en egenvurdering av kvalitet i utbredelsesmodelleringen, etter kriteriene i Araújo et al. (2019). Mulige skårer er: gull, sølv, bronse, mangelfull. Medianen for fagfelleverdert studier ligger mellom mangelfull og bronse på alle kriteriene (Araújo et al., 2019).

Gruppe	Kriterium	Beskrivelse	Skår
responsvariabel	1A	utvalg av responsvariabel	bronse
	1B	artsbestemmelse	bronse
	1C	romlig nøyaktighet	gull
	1D	utvalgets utstrekning i miljøforhold	bronse
	1E	utvalgets utstrekning i rom	bronse
forklaringsvariabler	2A	utvalg av kandidater	bronse
	2B	oppløsning i rom og tid	bronse
	2C	usikkerhet i forklaringsvariabler	bronse
modellbygging	3A	kompleksitet	sølv
	3B	håndtering av skjevhet og støy i responsvariabelen	sølv
	3C	håndtering av multikollinearitet	sølv
	3D	håndtering av usikkerhet i modellen og parametere	bronse
evaluering	4A	evaluering av antagelser i modellen	bronse
	4B	evaluering av prediksjoner fra modellen	bronse
	4C	mål på modellytelse	bronse

Appendiks B



Figur 14: Usikkerhet i klimatisk egnethet for sitkagran i dag. Målet på usikkerhet presentert her skal kun sammenlignes i rom, ikke mellom artene. Selv om det er mer areal i det høyeste usikkerhetskategori for sitkagran enn for vestamerikansk hemlokk, betyr ikke det at usikkerheten er generelt større for sitkagran. Resultatet er også gjengitt som et interaktivt, zoombart kart tilgjengelig ved <https://julienvollering.github.io/SITKA-Vestland>.



Figur 15: Usikkerhet i klimatisk egnethet for vestamerikansk hemlokk i dag. Målet på usikkerhet presentert her skal kun sammenlignes i rom, ikke mellom artene. Selv om det er mer areal i det høyeste usikkerhetskategori for sitkagran enn for vestamerikansk hemlokk, betyr ikke det at usikkerheten er generelt større for sitkagran. Resultatet er også gjengitt som et interaktivt, zoombart kart tilgjengelig ved <https://julienvollering.github.io/SITKA-Vestland>.