



Noregs miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgåve 2020 30 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Vegetasjonsutvikling i løpet av sju år etter revegeteringstiltak langs vegar i Lista vindkraftverk

Vegetation development over seven years following
revegetation measures along roads in Lista wind
power plant

Sara Margrete Gilberg Nyjordet

Master i Naturforvaltning

Forord

I løpet av studietida har eg fått innblikk i ulike konsekvensar av menneska sin bruk av natur, frå fleire ulike synsvinklar. Etter kvart har eg blitt interessert i dei konfliktane som oppstår når menneske går inn i naturen, og å prøve å finne ut korleis vi kan løyse dei til det beste for både naturen og oss. Derfor har det vore veldig interessant for meg å skrive ei oppgåve der eg har fått høve til å undersøke ei side av ein av dei mest aktuelle av slike konfliktar: norsk vindkraftutbygging. Med denne oppgåva avsluttar eg studietida mi og masterstudiet i naturforvaltning ved Noregs miljø- og biovitskaplege universitet på Ås. Tida ved NMBU har gitt meg ein solid og allsidig fagkompetanse som eg tar med meg vidare inn i arbeidslivet.

Eg vil rette ein særleg stor takk til den dyktige rettleiaren min Jonathan Colman som har gitt meg høve til å arbeide med eit så spennande og aktuelt prosjekt. Eg vil også takke Klaus Høiland for hjelp med identifisering av artar i felt, og Oline Rosnes Lima for all hjelp og godt selskap under feltarbeidet på Lista. I tillegg til Tom Hallan og Joar Stray Kjørrefjord som ga meg tilgang til Lista vindkraftverk for feltarbeid og svar på alle spørsmål om området. Takk til Diress Tsegaye Alemu for tolmodig hjelp med analysar og statistikk, og svar på alle store og små spørsmål. Ein spesiell takk til Mathias Leithe Haukø for all hjelp med oppgåva og for å motivere meg til å gjere eit godt stykke arbeid.

Feltarbeid i Lista vindkraftverk sommaren 2019



Samandrag

Etablering av nye vindkraftanlegg medfører ofte utbygging av vegnett i tidlegare urørt natur. Ulike revegeteringstiltak blir brukt for å redusere dei negative konsekvensane av slik utbygging: I Lista vindkraftverk vart inngrepsareala langs vegane sprøytesådd med ei frøblanding bestående av *Agrostis capillaris* (engkvein), *Trifolium repens* (kvitkløver) og *Festuca rubra* (raudsvingel). Naturrestaureringsplanen som vart utarbeida for prosjektet i forkant av anleggsfasen hadde ei målsetting om å «Få tilbake naturleg stedefen vegetasjon i inngrepsarealene». Måloppnåinga er overvaka med ruteanalyse langs vegane i anlegget. Vegetasjonsundersøkingar gjennomført eitt, tre og sju år etter anleggsperioden viste at ruter i inngrepsareala etter sju år framleis hadde lågare artsrikdom og artsdiversitet enn uforstyrta og usådde område lengre unna vegen. Nokre stadeigne artar har greidd å reetablere seg i inngrepsareala, men dekningsgraden av innsådde artar var høgare enn dekket av stadeigne artar gjennom heile undersøkingsperioden. I løpet av undersøkingsåra har det for dei innsådde artane skjedd eit skifte i dominans frå *A. capillaris* til *F. rubra*. Begge desse artane har også klart å spreie seg til uforstyrta ruter, mens *T. repens* nesten var heilt borte etter sju år, også i forstyrta ruter.

Dei største hindringane for reetablering av stadeigen vegetasjon ser ut å vere grasartane frå frøblandinga som vart sådd og det at torv frå myrer i området vart brukt som toppmassar i mangel på nok opphavelege toppmassar. Det verkar som *A. capillaris* kan ha fungert nokså greitt og at *T. repens* gjorde lite utav seg, mens *F. rubra* ser ut til å vere ein dårleg eigna og potensielt problematisk art til revegetering her. Torv som vart brukt som toppmassar har gitt eit anna jordsmonn enn det opphavelege og kan gjere at vegetasjonen i dei forstyrta vegkantane seint eller aldri vil bli heilt som den stadeigne.

Abstract

The establishment of new wind power plants often entails the development of road networks in previously untouched nature. Various revegetation measures are used to reduce the negative consequences of such development: At Lista wind power plant, the disturbed construction area along the road was sown with a seed mixture consisting of *Agrostis capillaris* (common bent), *Trifolium repens* (white clover) and *Festuca rubra* (red fescue). The nature restoration plan that was developed for the project prior to the construction phase had a goal to “Recover natural native vegetation in the construction areas”. The goal achievement is monitored with analysis of vegetation plots along the roads in the wind power plant. Vegetation surveys conducted one, three and seven years after the construction period showed that plots in the disturbed area, after seven years, still had lower species richness and species diversity than undisturbed and unseeded areas further away from the road. Some native species have been able to re-establish in the disturbed area, but the coverage of sown species was higher than that of native species during the entire research period. During these years, a change in dominance from *A. capillaris* to *F. rubra* occurred for the sown species. Both species have also managed to spread to undisturbed plots, while *T. repens* was almost completely gone after seven years, also in disturbed plots.

The main obstacles to the re-establishment of native vegetation appear to be grass species from the seed mix that was sown and that peat from bogs in the area was used as top masses in the absence of enough original topsoil masses. It seems that *A. capillaris* may have worked fairly well and that *T. repens* made little or no difference, whereas *F. rubra* appears to be a poorly suited and potentially problematic species for revegetation here. The peat that was used as topsoil has given a different soil type than the native soil and can cause the vegetation in the disturbed road verges to late or never become quite like the native vegetation.

Innhald

Innleiing	1
Artsrikkdom og artsdiversitet.....	2
Vegetasjonsdekke av stadeigne og innsådde artar	3
Utvikling og spreining av enkeltartar	4
Oppsummering.....	5
Metodar.....	6
Studieområde	6
Datainnsamling.....	7
Analysar av dataa	8
Resultat.....	9
Artsrikkdom og artsdiversitet.....	9
Vegetasjonsdekke av stadeigne og innsådde artar	10
Utvikling og spreining av enkeltartar.....	11
Diskusjon	13
Artsrikkdom og artsdiversitet.....	13
Vegetasjonsdekke av stadeigne og innsådde artar	14
Utvikling og spreining av enkeltartar.....	16
Oppsummering.....	18
Referansar	20
Vedlegg 1: Plassering av områda for vegetasjonsundersøkingane i Lista vindkraftverk	23

Innleiing

Vindkraft er eit viktig alternativ til fossil energi i ei tid med stort fokus på global oppvarming samstundes som verda har aukande etterspurnad etter energi (Leung & Yang, 2012; Tabassum et al., 2014). Av dei fornybare energikjeldene er vindkraft sett på som den minst skadelege for miljøet (Tabassum et al., 2014), likevel har utbygging av nye vindkraftanlegg direkte negativ verknad på natur i form av areal som går tapt der veg, turbinar og andre installasjonar til anlegget blir plassert (Gasparatos et al., 2017; Stener et al., 2019). Fordi dei områda som blir vurdert som best eigna til vindkraftutnytting ofte ligg langt unna allereie eksisterande infrastruktur (Tabassum et al., 2014), kan prosjekta innebere omfattande utbygging av nye vegar (Gasparatos et al., 2017). Utbygging av nye vindkraftanlegg og vegar kan endre abiotiske forhold i eit landskap, slik som hydrologi og mikroklima, og ha både direkte og indirekte biotiske effektar, som tap av habitat, degradering av økologiske nettverk og redusert habitatkvalitet som følgje av fragmentering (Coffin, 2007; Lazaro-Lobo & Ervin, 2019; Stener et al., 2019). Den største trusselen mot biologisk mangfald i Noreg er arealendringar grunna menneskeleg påverknad, dette er ein samlekategori for det som påverkar artane sine habitat og inkluderer mellom anna vegutbygging (Henriksen & Hilmo, 2015). Arealbruksendringar er førespegla å vere den enkeltfaktoren som kjem til å ha størst effekt på biodiversiteten i verdas økosystem fram mot år 2100 (Sala et al., 2000).

I planleggings- og anleggsfasen for nye vindkraftverk kan ein gjere fleire grep for å minimere negativ verknad av anlegga (Tabassum et al., 2014); korleis vegtraséar og turbinplassering blir planlagt og anlagt vil påverke konsekvensane for økosystema ein byggar ut i (Stener et al., 2019). Etter å ha forsøkt å minimere negativ verknad på dén måten kan økologisk restaurering og revegetering vere aktuelle avbøtande tiltak (Stener et al., 2019). Revegetering er det å etablere plantar i eit prosjektområde (Gann et al., 2019), og dei seinare åra har økologisk restaurering og revegetering fått meir merksemd i Noreg, mellom anna fordi det har blitt tydelegare at vi mister urørte naturområde og har utfordringar knytt til arealbruk (Hagen & Skrindo, 2010; Henriksen & Hilmo, 2015). Det mest vanlege innan revegetering har vore å plante eller så med kommersielt plantemateriale, og da særleg grasfrøblandingar (Hagen & Skrindo, 2010). Dette kan gi rask etablering av eit tett vegetasjonsdekke, noko som kan vere viktig for å kontrollere erosjon (Lazaro-Lobo & Ervin, 2019), i tillegg har det ofte vore eit mål å raskt få det grønt (Hagen & Skrindo, 2010).

Om vi framover skal basere ein stadig større del av energiproduksjonen vår på vindkraft må vi vite korleis anleggsfasen og drifta av desse anlegga påverkar miljøet, også på lang sikt (Leung & Yang, 2012; Tabassum et al., 2014). Konsekvensar av vindkraftutbygging for dyr, særleg fuglar og flaggermus, har i tillegg til støy og visuelle forhold blitt omfattande undersøkt, men verknad på vegetasjon er eit tema som har blitt via mindre merksemd (Gasparatos et al., 2017; Leung & Yang, 2012; Tabassum et al., 2014). Vindkraft er ein av fleire utbyggingsaktivitetar som bidrar til å bygge ned tidlegare inngrepsfri natur: I perioden 2013 til 2018 sto bygging av vegar og

energianlegg for den største reduksjonen av inngrepsfri natur i Noreg (Miljøstatus, 2019). I mange av desse utbyggingsprosjekta er økologisk restaurering og revegetering viktige reiskap for å redusere omfanget av negative konsekvensar, derfor treng vi meir kunnskap om langtidsverknadane av dei metodane som blir brukt for å vite om dei fungerer som tenkt og for eventuelt å kunne gjere dei betre (Brudvig, 2017; Gann et al., 2019; Hagen & Skringo, 2010; Hagen et al., 2014; Rydgren et al., 2016).

I denne oppgåva undersøker eg korleis revegeteringstiltak gjort i samband med vegbygging i Lista vindkraftverk har fungert. Ved planlegginga av vindkraftverket vart skadeomfanget av utbygginga forsøkt avgrensa med detaljplanlegging av kor vegtraséen skulle gå og utarbeiding av ein naturrestaureringsplan som mellom anna ga instruksar for korleis skjeringar og fyllingar i vegkantane skulle utførast (Flydal et al., 2010). Naturrestaureringsplanen for Lista vindkraftverk har fleire overordna målsettingar, og desse er knytt til ulike tiltak som igjen er kopla opp mot dei ulike områda og biotopane langs vegtraséen; heilt til slutt er det omtalt overvakingsmetodar for i ettertid å kunne undersøke om kvar av målsettingane blir nådd (Flydal et al., 2010).

Naturrestaureringsplanen tilrådde i utgangspunktet gjenbruk av toppmassar med frøbank eller flytting av vegetasjon som revegeteringstiltak langs vegane, men opna også for tilsåing i bratte område eller område der opphavelige toppmassar ga dårleg grunnlag for naturleg gjenvekst (Flydal et al., 2010). Under anleggsperioden viste det seg at toppmassane frå inngrepsareala ikkje var tilstrekkelege til å dekke arealet av alle fyllingane og anleggsleiar bestemte derfor å ta i bruk andre massar, i hovudsak torvmassar frå nærliggande myrer (Flydal & Colman, 2012). Dette endra føresetnadane for naturleg revegetering frå stadeigen frøbank, derfor vart ei frøblanding saman med vatn og gjødsel sprøytesådd på dei fleste inngrepsareala langs vegane (Flydal & Colman, 2012; T. Hallan, personleg kommunikasjon, 29. april 2020). I val av frøblanding forhørde dei seg med ekspertise på revegetering innanfor vegsektoren (K. Flydal, personleg kommunikasjon, 20. januar 2020), og frøblandinga som til slutt vart nytta vart godkjent av NVE (Flydal & Colman, 2012).

I studien av Lista vindkraftverk er det gjort undersøkingar av vegetasjonen langs vegane i anlegget, med transekt med ruter i fyllingar som er tilsådd og i dei uforstyrta og usådde områda utanfor inngrepsareala. Vegetasjonsundersøkingane er gjentatt ved tre tidspunkt, over ein periode på sju år etter avslutta anleggsarbeid, sist i 2019. Målet har vore å finne ut korleis vegetasjonen i vegkantane har utvikla seg og om han har nærma seg den stadeigne vegetasjonen, slik det vart sett mål om i naturrestaureringsplanen.

Artsrikdom og artsdiversitet

Den første statusrapporten etter anleggsarbeidet i Lista vindkraftverk i 2012 konkluderte med at sprøytesåinga kan forsinke framvekst av stadeigen vegetasjon, men at vegetasjonen i vegkantane vil få eit naturleg preg på sikt, i tråd med erfaring frå andre, liknande prosjekt (Flydal & Colman, 2012). Vegetasjonsundersøkingane i 2013, eitt år etter såing, fant at transekta i dei

sådde fyllingane hadde signifikant lågare artsriktom enn dei uforstyrta transekta (León, 2014). Undersøkingar i 2015, tre år etter såing, fant at artsdiversiteten i dei forstyrta transekta hadde gått opp og låg tett opp til diversiteten i dei uforstyrta transekta (Reksten, 2016).

Ein revegeteringsprosess har i mange tilfelle mykje til felles med primærsuksesjon og ein kan derfor hente lærdom frå lang tid med økologiske studiar og utarbeiding av teori på dette feltet, mellom anna når det gjeld utvikling av samfunnsstruktur, næringstilgang og interaksjonar mellom artar over tid (Walker & del Moral, 2009). Revegetering avheng i stor grad av jordforhold, vasstilgang, geologi og topografi i lokaliteten, dette er faktorar som kan bli påverka og endra under anleggsarbeidet og slik gi konsekvensar for revegeteringa som ein ikkje alltid kan sjå i førevegen (Hagen & Skrindo, 2010). Fleire studiar har vist at tilsåing av forstyrta areal med introduserte artar kan gjere at det tar lang tid før områda når same nivå av artsdiversitet og/eller artsriktom som uforstyrta omkringliggjande område eller forstyrta område som har ei naturleg revegetering: Til dømes viste ein studie frå forstyrta område i lågalpin sone i Noreg at etter 21 år hadde sådde forstyrta areala framleis signifikant lågare artsriktom enn usådde areal (Hagen et al., 2014). Ein langtidsstudie frå forstyrta område i Alaska fant store forskjellar mellom plantesamfunna i område som var blitt sådd med ei grasblanding og usådde kontrollområde, og etter elleve år hadde dei sådde områda framleis langt lågare artsriktom enn dei usådde områda (Densmore, 1992).

Det er vanskeleg å fastslå effekten av veg, men ein veit at nærheit til veg i seg sjølv gir økologiske effektar, for store område (Coffin, 2007) og kva konsekvensar vegar har for vegetasjonen kjem i stor grad an på kva type habitat vegen blir bygga i (Lazaro-Lobo & Ervin, 2019). Lista vindkraftverk er plassert i eit område med ein stor del kystlynghei i gjenngroing (Flydal et al., 2010). Kystlynghei er ein naturtype som har status som sterkt trua (EN) på norsk raudliste for naturtypar frå 2018 (Artsdatabanken), og derfor har naturrestaureringsplanen for Lista vindkraftverk ei målsetting om å få fram meir av naturtypen kystlynghei innanfor planområdet (Flydal et al., 2010). Mykje av kystlyngheiareala i Noreg ligg stader som er aktuelle for vindkraftutbygging, og naturtypen er særleg sårbar for slik utbygging fordi mykje av naturverdien ligg i det at det er store, samanhengande areal (Stener et al., 2019).

Vegetasjonsdekke av stadeigne og innsådde artar

I tillegg til å sjå på korleis vegetasjonen som heilskap har utvikla seg langs vegane i Lista vindkraftverk, er det også undersøkt korleis stadeigne og innsådde artar har greidd seg og utvikla seg etter inngrepet. Statusrapporten frå 2012 konkluderte med at sprøytesåinga kan forsinke framvekst av dei stadeigne artane grunna konkurranse, men at stadeigne artar vil ta over i dei sådde areala på sikt, fordi dei er best tilpassa og derfor vil utkonkurere dei sådde artane (Flydal & Colman, 2012). Undersøkingane i 2013 fant at dei innsådde artane dominerte i vegkantane, men også at nokre at dei stadeigne artane hadde reetablert seg der (León, 2014).

Undersøkingane i 2015 viste at innsådde artar framleis dominerte i forstyrta transekt, og at dei hadde spreidd seg til rundt halvparten av dei uforstyrta plotta (Reksten, 2016).

Ei rekke studiar har funne at innsådde artar kan overleve og spreie seg i lang tid etter revegeteringstiltaka er utført, i tillegg til å ha negativ verknad for reetablering av stadeigne artar i inngrepsareala (t.d. Densmore, 1992; Hagen et al., 2014; Rydgren et al., 2016; Walker & del Moral, 2009; Younkin & Martens, 1987). Ein studie av revegetering på massedepot etter vasskraftutbygging i Noreg fant at sådde grasartar overlevde på massedepota i fleire tiår og til ein viss grad også spreidde seg ut i dei uforstyrta omgjevnadane (Rydgren et al., 2016). Ein revegeteringsstudie frå Canada fant at sådde grasartar utgjorde ein god del av vegetasjonsdekket i forstyrta område etter tolv år og i stor grad hindra stadeigne artar i å reetablere seg der (Younkin & Martens, 1987).

Utvikling og spreiging av enkeltatar

Frøblandinga som vart brukt i Lista vindkraftverk var sett saman av 5 % *Agrostis capillaris* (engkvein), 5 % *Trifolium repens* (kvitkløver) og 90 % *Festuca rubra* (raudsvingel), sistnemnde representert med fire ulike sortar (T. Hallan, personleg kommunikasjon, 29. april 2020). Den stadeigne vegetasjonen i forkant av anleggsperioden vart beskriven som artsfattig og dominert av artar som er vanlege i store delar av landet (Flydal et al., 2010). Vegetasjonsundersøkingane i 2013 viste at *A. capillaris* dominerte i vegkantane, men også at nokre at dei stadeigne artane hadde reetablert seg der, til dømes *Avenella flexuosa* (smyle) og *Potentilla erecta* (tepperot) (León, 2014). Undersøkingane i 2015 fant at både *A. capillaris* og *F. rubra* var dominerande i forstyrta transekt, og at ein av eller begge desse hadde spreidd seg til rundt halvparten av dei uforstyrta plotta (Reksten, 2016).

Ingen av dei tre innsådde artane vart funne i området for vindkraftverket i forkant av anleggsperioden, artane kan derfor sjåast på som introduserte til området (Flydal & Colman, 2020; León, 2014). Dessutan hadde sorten av *T. repens* og to av sortane *F. rubra* som vart brukt, opphav frå utanfor Noreg (T. Hallan, personleg kommunikasjon, 29. april 2020). I NiN-systemet er alle tre artane omtalt som knytt til semi-naturleg eng framfor kystlynghei (Halvorsen et al., 2016). Alle tre artane er likevel vanlege over heile landet og veks til dømes i vegkantar (Lid et al., 2005; Mossberg et al., 2018).

Tradisjonelt har såing med grasfrøblandingar vore ein av dei mest vanlege metodane for revegetering, og kommersielle sortar av både *A. capillaris* og *F. rubra* har vore relativt vanlege til revegetering i norsk samanheng (Hagen & Skrindo, 2010). *A. capillaris* veks godt på tørr og næringsfattig mark (Mossberg et al., 2018), og det forholdsvis tynne jordsmonnet i Lista vindkraftverk er stort sett surt og relativt næringsfattig (Flydal et al., 2010). Eventuell akkumulering av næringsstoff i tidleg stadium av revegeteringa kan ha betydelege konsekvensar

for den vidare utviklinga av plantesamfunnet, særleg i område som i utgangspunktet er næringsfattige (Walker & del Moral, 2009). *T. repens* er ein nitrogenfikserande art, og León (2014) uttrykte uro for at denne mekanismen kunne betre forholda for *F. rubra* og gi arten høve til å utkonkurere stadeigne artar. Fleire andre studiar av revegeteringstiltak har funne at *F. rubra* er ein art som kan overleve lenge når han blir sådd inn etter ei forstyrning (t.d. Densmore, 1992; Hagen et al., 2014).

Oppsummering

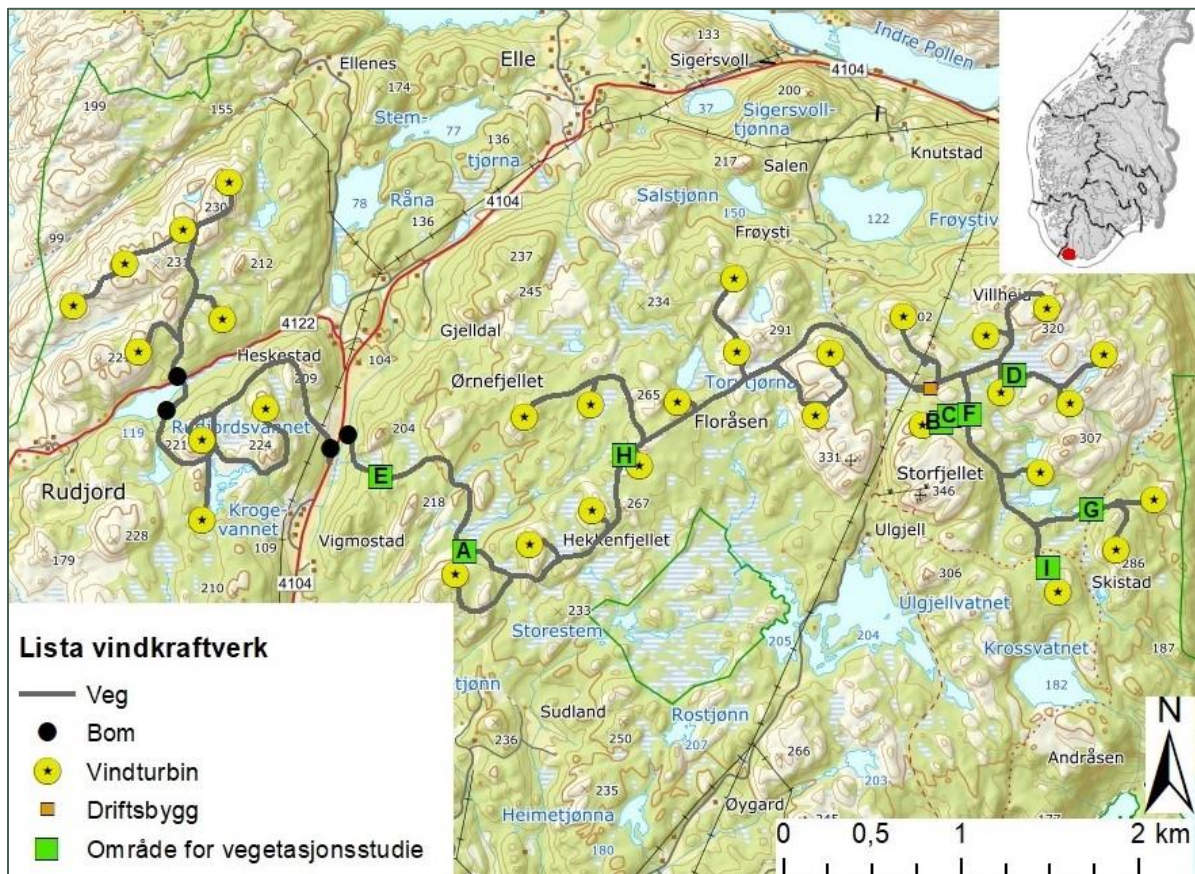
Den første målsettinga i naturrestaureringsplanen for Lista vindkraftverk er å «Få tilbake naturlig stedegen vegetasjon i inngrepsarealene» (Flydal et al., 2010, s. 5), og utviklinga av dette skulle mellom anna overvakast med bruk av ruteanalyse. Denne studien er ei oppfølging av overvakinga beskrive i naturrestaureringsplanen, for å sjå om utviklinga i tida etter anleggsperioden har gått i retning av målsettinga. Vegetasjonsundersøkingar i forstyrra og uforstyrra transekt langs vegane, eitt, tre og sju år etter anleggsperioden, gjer det mogleg å sjå korleis dei innsådde artane har utvikla seg i området, i tillegg til å sjå på korleis dei stadeigne artane har respondert på inngrepet og nærværet av dei nye artane:

- 1) Har artsrikdom og artsdiversitet i dei uforstyrra transekta endra seg i etterkant av anleggsfasen?
- 2) Korleis har artsrikdom og artsdiversitet i dei forstyrra vegkantane utvikla seg etter inngrepet, bevegar det seg mot å bli meir likt den uforstyrra naturen?
- 3) Har dei innsådde artane klart å spreie seg til dei uforstyrra transekta, og korleis har dekket av stadeigne artar eventuelt respondert på det?
- 4) Korleis har dekningsgraden av innsådde artar utvikla seg i dei forstyrra vegkantane og har dei stadeigne artane i nokon grad klart å reetablere seg i inngrepsareala?
- 5) Er det forskjellar i utbreiing og dekningsgrad mellom dei tre innsådde artane?
- 6) Er det forskjellar mellom dei stadeigne artane i korleis dei har respondert på inngrepet?

Metodar

Studieområde

Lista vindkraftverk ligg i Farsund kommune i Agder fylke, heilt sør i Noreg. Anlegget er plassert nord på halvøya Lista og omfattar 31 vindturbinar og 22 km grusveg avsperra med bom (Figur 1). Vindkraftverket er anlagt og eigd av Fred. Olsen Renewables AS og kom i drift i 2012 (Fred. Olsen Renewables, u.å.).



Figur 1: Lista vindkraftverk, med 31 vindturbinar og tilhøyrande vegnett, ligg på halvøya Lista i Agder fylke. Områda der det vart gjort undersøkingar i denne studien er merka med grønne boksar og stor bokstav (A-I), og ligg i den austlege delen av anlegget. Kartgrunnlag: Topografisk Norgeskart (Kartverket, 2017a) og Topografisk Norgeskart gråtone (Kartverket, 2017b).

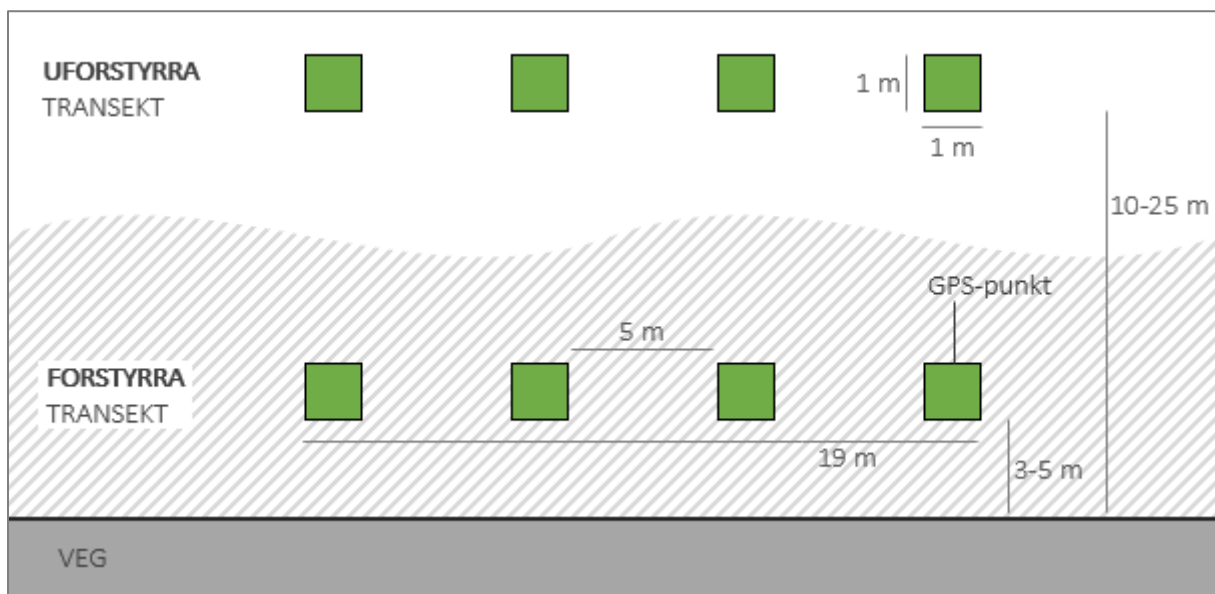
Lista vindkraftverk ligg frå 100 til rundt 300 meter over havet i eit kyståslandskap. Berggrunnen på Lista har bergartar av prekambrisk alder, innanfor vindkraftverket er det i hovudsak granitt og gneis som forvitrar seint og gir eit surt jordsmonn (Flydal et al., 2010; NGU, u.å.-a).

Vindkraftverket har ein stor del bart fjell og stadvis tynt dekke av humus og torv, i tillegg til innslag av tjukkare dekke med torv og myr, særleg i dei austlege delane (NGU, u.å.-b). Anlegget ligg i grensa mellom sterkt oseanisk og klart oseanisk seksjon, og i boreonemoral sone (NTNU Vitenskapsmuseet, u.å.-a; NTNU Vitenskapsmuseet, u.å.-b). Området hadde gjennomsnittleg årstemperatur på 6,1-8°C i perioden 1985-2014, og i gjennomsnitt 1501-2500 mm årsnedbør i same periode (Norsk klimaservicesenter, u.å.).

Landskapet i og omkring Lista vindkraftverk har eit heipreg og var lenge eit kystlyngheilandskap forma og oppretthaldt av menneskeleg aktivitet, men frå siste halvdel av 1900-talet opphøyerte aktiviteten og det starta ein gjengroingsprosess (Flydal et al., 2010). I dag har området i grove trekk ei blanding av ung bjørkeskog, myr og plantefelt med bartre, undervegetasjonen har sterkt innslag av blåbær, blokkebær og mindre bregnar (Flydal et al., 2010). Før vindkraftverket vart anlagt var det ikkje beitedyr i den austlege delen av området, men frå rundt 2014 vart det starta opp beite med storfe og sau innanfor inngjerda område, som seinare har blitt utvida (T. Hallan & J. S. Kjørrefjord, personleg kommunikasjon, 6. mai 2020).

Datainnsamling

Oppsettet for vegetasjonsundersøkingane vart utarbeida av León og Høiland i 2013 og inneber å undersøke to transekt som ligg parallelt med vegen, eitt i dei tilsådde fyllingane ved vegen og eitt lengre ut frå vegen, i vegetasjonen som ikkje vart forstyrra av inngrepet og sprøytesåinga (León, 2014). Skjeringar og fyllingar i tilknytning til vegane er utforma for å gi best mogleg terrengtilpassing, noko som gjer at breidda på inngrepsareala varierer. På grunn av dette varierer også avstanden frå vegen til uforstyrra areal som ikkje vart påverka av sprøytesåinga; innanfor undersøkingsområda varierer dette frå 10 til 25 meter (Figur 2, sjå vedlegg 1 for meir info). I kvart transekt vart det lagt fire ruter, à 1x1 meter. Kvart par med eitt uforstyrra og eitt forstyrra transekt har til saman åtte ruter og utgjer eitt område namngitt med stor bokstav A til I. Områda er spreidd utover langs vegnettet i den austlege delen av vindkraftverket (Figur 1).



Figur 2: Oppsett for kvart område (A-I) i vegetasjonsstudien: forstyrra transekt lagt 3-5 meter frå vegen i tilsådde inngrepsareal (skravert område) og uforstyrra transekt lagt 10-25 meter frå vegen, alt etter breidda på inngrepsarealet. Kvart transekt har fire ruter, à 1x1m, lagt med 5 meters mellomrom. Siste rute i forstyrra transekt svarer til koordinaten i vedlegg 1 (Skisse basert på León, 2014). Sjå detaljar for kvart område i vedlegg 1.

León undersøkte tre område (A, B og C) i juli 2013 og dei same områda vart undersøkt av Reksten i juni 2015, i tillegg utvida Reksten studien med seks nye område (D til I) som ho undersøkte tidleg i oktober 2015, dette gjer at studien totalt omfattar ni område med til saman

72 ruter (León, 2014; Reksten, 2016). Eg gjentok registreringane i kvar rute i perioden 30. juni til 3. juli 2019, basert på gps-koordinatar og avstandsmål frå Reksten (vedlegg 1). For kvar rute registrerte eg artar med utgangspunkt i artslistar frå dei tidlegare undersøkingane. Kvar art vart registrert med dekningsgrad i prosent for kvar rute, i tillegg noterte eg dato, klokkeslett og vær for kvar rute, men dette er ikkje inkludert i analysane.

Analysar av dataa

Alle dataa frå felt vart ført inn i skjema i Microsoft Excel (2016) og vidare handtert i statistikkprogramvaren R versjon 3.5.2 (R Core Team, 2018), saman med data samla inn av León i 2013 og Reksten i 2015. I R har eg nytta pakkane BiodiversityR (Kindt & Coe, 2005b), ggplot2 (Wickham, 2016), lsmmeans (Lenth, 2016) og nlme (Pinheiro et al., 2018). I dataa er kvar art registrert med dekningsgrad i prosent for kvar rute kvart år. Dette har gitt grunnlag for å finne artsriktigdom, altså kor mange ulike artar som er funne til dømes i ei rute eller i ein type transekt. Dataa er også brukt for å rekne ut artsdiversitet, eit mål som kombinerer talet på ulike artar og mengda av kvar art (Kindt & Coe, 2005a). Eg har nytta Shannon diversitetsindeks, som er mykje brukt for å beskrive artsdiversitet i plantesamfunn. Artsdiversitet blir ofte kalkulert ut ifrå data med teljing av alle individ av kvar art, men med artar som mellom anna gras er det vanskeleg og veldig tidkrevjande å telje individ og derfor har eg brukt dekningsgrad i staden (Oksanen, 2019; Tomascik & Sander, 1987). Vidare har eg brukt lineære modellar for å undersøke om artsriktigdom og artsdiversitet har samanheng med transekttipe og undersøkingsår.

Stadeigne og innsådde (ofte kalla introduserte artar vidare i oppgåva) artar er delte inn i kvar si gruppe og eg har brukt lineær mixed effect modell for å sjå om dekningsgraden av desse har samanheng med transekttipe og undersøkingsår. I desse modellane vart område lagt inn som random factor, fordi områda som rutene ligg i kan gi ein gruppeeffekt for dei rutene. For å undersøke utviklinga for dei introduserte artane kvar for seg har eg laga ein figur som illustrerer korleis dekningsgraden av dei tre artane har endra seg mellom undersøkingsåra i dei to transekttypene. Eg har også gjort eit utval frå dataa for å sjå kva artar, både stadeigne og introduserte, som har størst utbreiing i dei to transekttypene, noko liknande det León (2014) gjorde. I dette utvalet har eg teke med artar som har dekningsgrad ≥ 2 % per rute og/eller er funne i 10 eller fleire ruter i ein transekttipe, i 2019. Desse dataa er samla i ein eigen tabell og blir omtalt som vanlege artar.

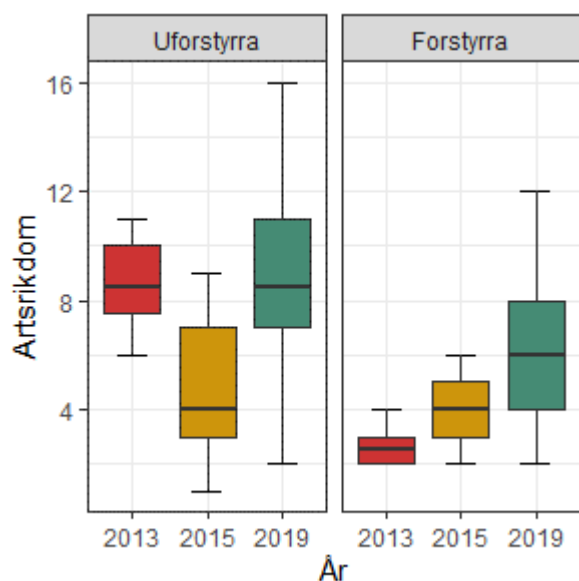
Resultat

Artsrikkdom og artsdiversitet

Innanfor dei 72 rutene i vegetasjonsstudien i Lista vindkraftverk vart det sommaren 2019 funne totalt 57 artar, av desse var tre innsådde artar og 54 stadeigne. I 2019 vart det registrert 43 artar i dei uforstyrta transekta ($n=36$) og 44 artar i dei forstyrta transekta ($n=36$), og samla hadde dei uforstyrta transekta ein Shannon artsdiversitet på 2,872 mens for dei forstyrta transekta låg artsdiversiteten på 2,040 (Tabell 1).

Tabell 1: Undersøkingresultat delt etter transekttipe og undersøkingår, der n viser kor mange ruter som er undersøkt i kvar gruppe. Artsrikkdom og Shannon artsdiversitet er rekna ut for kvar av desse gruppene, mens dekke er eit gjennomsnitt av dekningsgraden per rute, målt i prosent. Dekningsgrad for enkeltartane er summert, derfor kan samanlagt dekke overstige 100 %.

	Uforstyrta			Forstyrta		
	2013	2015	2019	2013	2015	2019
n	12	36	36	12	36	36
Artsrikkdom	26	38	43	9	25	44
Shannon artsdiversitet	2,254	2,712	2,872	0,669	1,968	2,040
Dekke introduserte artar (%)	<1	7	10	40	68	39
Dekke stadeigne artar (%)	93	82	63	7	36	23
Totalt dekke (%)	93	89	73	47	104	62

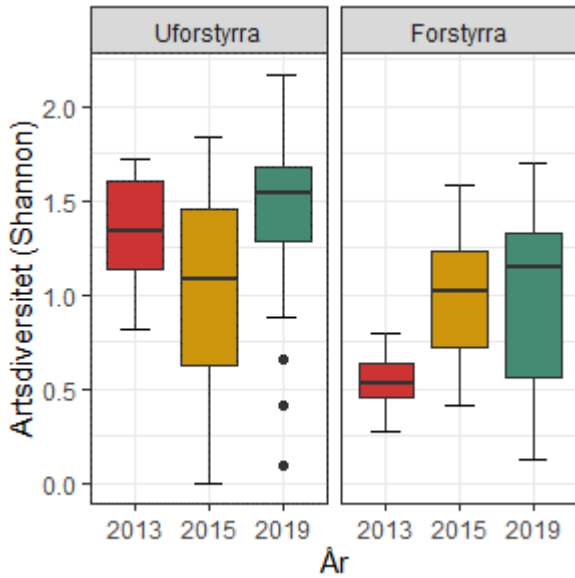


Dei uforstyrta transekta i Lista vindkraftverk hadde nokså lik artsrikkdom per rute i 2013 og 2019, men i 2015 var talet signifikant lågare (Figur 3 og Tabell 2). Rutene i dei forstyrta transekta i vegkantane har hatt ei jamn auking i artsrikkdom i løpet av sju år etter anleggsperioden, men talet i 2019 er stadig signifikant lågare enn for dei uforstyrta rutene (Figur 3 og Tabell 2).

Figur 3: Artsrikkdom i rutene i uforstyrta og forstyrta transekt, for kvart undersøkingår.

Tabell 2: Artsrikkdom i samanheng med transekt (uforstyrta/forstyrta) og år (2013, 2015 og 2019), analysert med ein lineær modell. Uforstyrta vart brukt som referanse for transekt og 2013 vart brukt som referanse for år.

Effektar	Estimat	SE	t-verdi	p-verdi
Intercept	8,500	0,667	12,741	< 0,001
Forstyrta	-5,833	0,944	-6,183	< 0,001
2015	-3,750	0,770	-4,868	< 0,001
2019	0,278	0,770	0,361	0,719
Forstyrta x 2015	5,139	1,089	4,717	< 0,001
Forstyrta x 2019	2,972	1,089	2,728	0,007



Artsdiversitet viser tendens til det same mønsteret som artsrikdom, diversiteten i dei uforstyrta transekta går noko ned frå 2013 til 2015 og så signifikant opp i 2019 til over nivået frå 2013 (Figur 4 og Tabell 3). I rutene i dei forstyrta transekta har det vore ei auke i artsdiversitet, men ei utflating frå 2015 til 2019 og nivået i 2019 er signifikant lågare enn for same år i uforstyrta transekt (Figur 4 og Tabell 3).

Figur 4: Artsdiversitet i rutene i uforstyrta og forstyrta transekt, for kvart undersøkingsår.

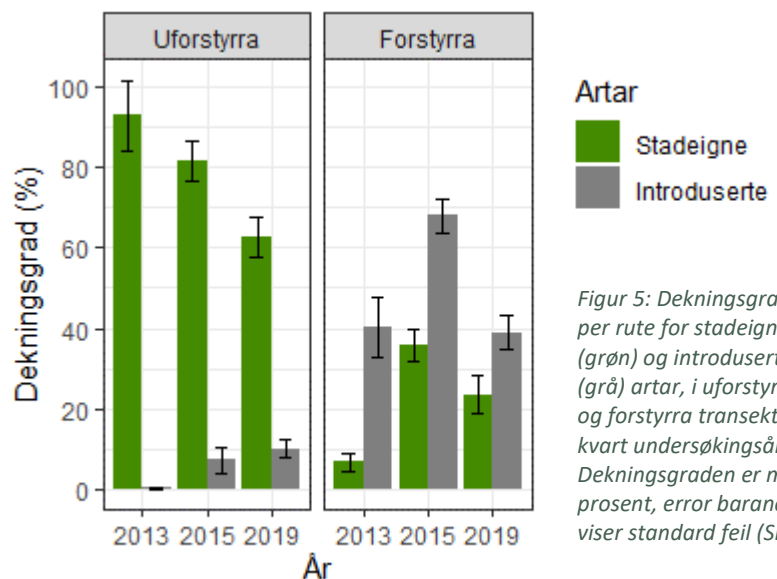
Tabell 3: Artsdiversitet i samanheng med transekt (uforstyrta/forstyrta) og år (2013, 2015 og 2019), analysert med ein lineær modell. Uforstyrta vart brukt som referanse for transekt og 2013 vart brukt som referanse for år.

Effektar	Estimat	SE	t-verdi	p-verdi
Intercept	1,331	0,120	11,087	< 0,001
Forstyrta	-0,790	0,170	-4,652	< 0,001
2015	-0,270	0,139	-1,949	0,053
2019	0,115	0,139	0,828	0,409
Forstyrta x 2015	0,710	0,196	3,624	< 0,001
Forstyrta x 2019	0,321	0,196	1,638	0,103

Vegetasjonsdekke av stadeigne og innsådde artar

I 2013 vart det, med unntak av to små førekomstar i område C, ikkje funne introduserte artar i dei uforstyrta rutene, men fram mot 2019 har dekningsgraden av introduserte artar i uforstyrta ruter gått opp samtidig som dekket av stadeigne artar har gått ned (**Feil! Fant ikke referanseikilden.**). I dei

forstyrta rutene gjekk dekningsgraden av introduserte artar opp frå 2013 til 2015, og så ned igjen i 2019 til same nivå som i 2013. Dekningsgraden av dei stadeigne artane ligg lågare enn dei introduserte og følgjer om lag same mønster, men har ikkje like stor nedgang til 2019. Det totale vegetasjonsdekke i uforstyrta ruter har gradvis gått ned



Figur 5: Dekningsgrad per rute for stadeigne (grøn) og introduserte (grå) artar, i uforstyrta og forstyrta transekt for kvart undersøkingsår. Dekningsgraden er målt i prosent, error barane viser standard feil (SE).

mens det har variert i forstyrta ruter, i 2019 er den gjennomsnittlege dekningsgraden i forstyrta ruter noko lågare enn i dei uforstyrta (Tabell 1).

Dei stadeigne artane har gjennom alle undersøkingsåra signifikant høgare dekningsgrad i uforstyrta ruter enn kva dei har i forstyrta ruter (Tabell 4). Nedgangen av stadeigne artar i uforstyrta transekt frå år til år er ikkje signifikant, men den totale nedgangen frå 2013 til 2019 er signifikant. Også aukinga i dekke av stadeigne artar i forstyrta transekt frå 2013 til 2015 er signifikant, men nedgangen til 2019 er ikkje signifikant.

Tabell 4: Dekningsgrad av stadeigne artar i samanheng med transekt (uforstyrta/forstyrta) og år (2013, 2015 og 2019), analysert med lineær mixed effect modell. Eg brukte område (A-I) som random factor for å ta omsyn til variasjon mellom områda. Uforstyrta vart brukt som referanse for transekt og 2013 vart brukt som referanse for år.

Fixed effects	Verdi	SE	DF	t-verdi	p-verdi
Intercept	91,670	8,482	154,000	10,808	< 0,001
Forstyrta	-86,333	10,573	154,000	-8,165	< 0,001
2015	-9,948	8,990	154,000	-1,107	0,270
2019	-28,990	8,990	154,000	-3,225	0,002
Forstyrta x 2015	40,500	12,209	154,000	3,317	0,001
Forstyrta x 2019	47,083	12,209	154,000	3,857	< 0,001

Dei introduserte artane har gjennom alle undersøkingsåra signifikant lågare dekningsgrad i uforstyrta ruter enn i forstyrta ruter (Tabell 5). Aukinga av introduserte artar i uforstyrta transekt er ikkje signifikant mellom nokre av åra, mens både aukinga frå 2013 til 2015 og nedgangen igjen til 2019 i forstyrta transekt er signifikant.

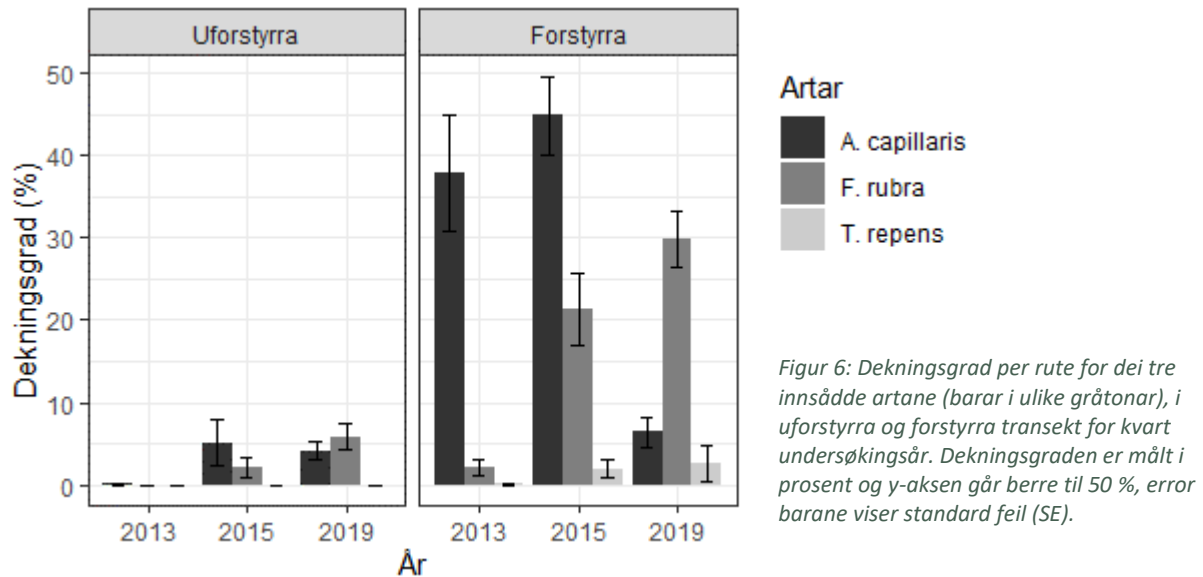
Tabell 5: Dekningsgrad av introduserte artar i samanheng med transekt (uforstyrta/forstyrta) og år (2013, 2015 og 2019), analysert med lineær mixed effect modell. Eg brukte område (A-I) som random factor for å ta omsyn til variasjon mellom områda. Uforstyrta vart brukt som referanse for transekt og 2013 vart brukt som referanse for år.

Fixed effects	Verdi	SE	DF	t-verdi	p-verdi
Intercept	-4,437	6,659	154,000	-0,666	0,506
Forstyrta	40,000	7,976	154,000	5,015	< 0,001
2015	11,631	6,815	154,000	1,707	0,090
2019	14,409	6,815	154,000	2,114	0,036
Forstyrta x 2015	20,944	9,209	154,000	2,274	0,024
Forstyrta x 2019	-11,139	9,209	154,000	-1,210	0,228

Utvikling og spreing av enkeltartar

Dei tre introduserte artane har utvikla seg ulikt etter at det blei sådd ut i inngrepsareala langs vegane i Lista vindkraftverk i 2012. *T. repens* har ikkje klart å spreie seg til dei uforstyrta transekta og har også hatt låg etablering og overleving i forstyrta ruter: I 2019 vart arten funne i to ruter og hadde gjennomsnittleg dekningsgrad på 2,5 % i forstyrta ruter (Figur 6). *A. capillaris* vart funne i to uforstyrta ruter i 2013 og auka deretter utbreiinga si til sju ruter i 2015 i tillegg til auka dekningsgrad. I 2019 hadde gjennomsnittleg dekningsgrad gått litt ned, men arten vart funne i 22 uforstyrta ruter. I dei forstyrta rutene etablerte *A. capillaris* seg godt frå det første

året og auka dekningsgraden til i gjennomsnitt 45 % per rute i 2015, for deretter å gå ned til 6,5 % i 2019; arten var likevel til stades i alle dei forstyrta rutene. *F. rubra* etablerte seg i åtte uforstyrta ruter i 2015 og auka utbreiinga til 18 ruter og dekningsgraden til 5,8 % per rute i uforstyrta transekt i 2019. I dei forstyrta rutene vart *F. rubra* funne i fire ruter og med relativt låg dekningsgrad i 2013. Dekningsgraden auka til 2015 og igjen til 2019, da vart også arten funne i alle dei forstyrta rutene.



Figur 6: Dekningsgrad per rute for dei tre innsådde artane (barar i ulike gråtonar), i uforstyrta og forstyrta transekt for kvart undersøkingsår. Dekningsgraden er målt i prosent og y-aksen går berre til 50 %, error barane viser standard feil (SE).

I tillegg til dei introduserte artane er det ti stadeigne artar som er vanlege i undersøkingsområda i form av førekomst eller dekningsgrad (Tabell 6). Alle ti artane er vanlege i uforstyrta ruter, mens fem av desse har klart å reetablere seg i forstyrta ruter og bli vanlege der. Dette gjeld *Calluna vulgaris* (røsslyng), *Molinia caerulea* (blåtopp), *Potentilla erecta* (tepperot), *Trientalis europaea* (skogstjerne) og *Eriophorum vaginatum* (torvmyrull).

Tabell 6: Artar med dekningsgrad ≥ 2 % per rute og/eller førekomst i 10 eller fleire ruter i ein type transekt, i 2019. Desse verdiane er merka i feitt skrift. For kvar transekttype er det totalt 36 ruter, og dekningsgrad er gjennomsnitt per rute måla i prosent.

Art	Uforstyrta		Forstyrta	
	Tal ruter	Dekningsgrad (%)	Tal ruter	Dekningsgrad (%)
<i>Agrostis capillaris</i>	22	4,1	36	6,5
<i>Trifolium repens</i>	0	0	2	2,6
<i>Festuca rubra</i>	18	5,8	36	30
<i>Vaccinium uliginosum</i>	11	4,4	1	<0,1
<i>Vaccinium myrtillus</i>	13	5,6	1	0,1
<i>Molinia caerulea</i>	20	11	10	3,6
<i>Erica tetralix</i>	12	0,5	6	0,4
<i>Calluna vulgaris</i>	20	7,2	20	4,6
<i>Trientalis europaea</i>	27	2	10	1
<i>Avenella flexuosa</i>	22	9,2	5	0,2
<i>Potentilla erecta</i>	20	3,6	16	1,1
<i>Eriophorum vaginatum</i>	10	2,8	6	4,5
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	10	1	0	0

Diskusjon

Artsrikdom og artsdiversitet

Vegetasjonen i dei uforstyrta rutene hadde stabil artsrikdom frå 2013 til 2019, men ein signifikant nedgang i 2015 (Figur 3). Artsdiversiteten i desse rutene gjekk noko ned frå 2013 til 2015 og så signifikant opp til 2019 (Figur 4), mens samla artsdiversitet for dei uforstyrta transekta kvart år er meir stabil over dei siste to undersøkingsåra (Tabell 1). Så fremt eit inngrep ikkje fører til endringar i abiotiske eller biotiske forhold utover inngrepsareala vil ein kunne forvente at artsrikdom og -diversitet for vegetasjon i uforstyrta natur er nokon lunde stabil i tida etter anleggsarbeidet. Utvikla endringar utanfor inngrepsareala kan til dømes vere endra hydrologiske forhold eller endra konkurranseforhold med innsådde artar (Coffin, 2007; Hagen & Skringo, 2010). Resultata frå Lista vindkraftverk peikar på at det har vore ein viss stabilitet i dei uforstyrta transekta. Noko av den nedgangen som likevel er registrert i gjennomsnitt per rute i 2015 kan skuldast at vegetasjonsundersøkingane i 6 av 9 område det året vart gjort i oktober (Reksten, 2016), ei tid på året der mange artar er avblomstra og vanskeleg å både oppdage og identifisere. Altså kan mykje av observert variasjon mellom åra skuldast svakheit i undersøkingane heller enn faktiske endringar av artsrikdom og artsdiversitet i dei uforstyrta transekta.

I løpet av åra etter bygginga av Lista vindkraftverk i 2012, har dei forstyrta rutene langs vegane i anlegget hatt ei gradvis auke i artsrikdom, mens artsdiversitet auka frå 2013 til 2015 og flata ut mot 2019. Ved undersøkingar sommaren 2019 låg dei forstyrta rutene under nivået for dei uforstyrta (Figur 3 og Figur 4), med unntak av når ein ser på total artsrikdom for kvar transektype (Tabell 1). Også andre studiar har vist at revegeteringsforsøk med sådde artar kan gi forskjellar mellom plantesamfunna i sådde og usådde areal i lang tid etter såing, med mellom anna lågare artsrikdom for sådde areal (Densmore, 1992; Hagen et al., 2014). Korleis artar kjem til og overtar for kvarandre etter ei forstyring er primærsuksesjon, og graden av rekolonisering frå artar utanfor inngrepet kjem mykje an på dei stadeigne artane si emne til spreiding (Walker & del Moral, 2009). I tillegg vil storleik og form på inngrepsareala og utforming av overgangen mot uforstyrta areal avgjere kor stor kontaktflate det er mellom forstyrta og uforstyrta areal og kor langt artane må spreie seg (Hagen & Skringo, 2010). Dei forstyrta areala på Lista må få frø utanifrå, fordi toppmassane som vart bruka ikkje inneheld den stadeigne frøbanken. Til gjengjeld er inngrepsareala forholdsvis smale og legg slik godt til rette for auka artsrikdom og artsdiversitet frå rekoloniserande stadeigne artar på sikt.

I lys av dette ser utviklinga i Lista vindkraftverk ut til å gå i retning av at dei forstyrta vegkantane blir meir like den uforstyrta naturen, slik målsettinga i naturrestaureringsplanen ønskte. Likevel er det viktig å understreke at biodiversitet er meir enn berre kor mange artar som er representert (Brudvig, 2017), og sjølv om artsdiversitetstalet kan antyde eventuell dominans av enkaltartar gir ikkje desse resultata aleine det fulle bildet av kva artar som finst i dei to ulike typene transekt. Med torv frå myrer i området som nye toppmassar langs vegane er det ein

risiko for at dei artane som klarar å etablere seg og trivst der ikkje gir starten på ein suksesjon som går i same retning som plantesamfunna på det opphøvelege jordsmonnet (Flydal & Colman, 2020), sjølv om tala for artsrikdom og artsdiversitet nærmar seg verdiane i omgjevnadane.

Vegetasjonsdekke av stadeigne og innsådde artar

I 2019 var det gjennomsnittlege vegetasjonsdekket i forstyrta ruter i Lista vindkraftverk noko lågare enn i dei uforstyrta rutene. Undersøkingar av revegetering på massedepot etter vasskraftutbygging i Vest-Noreg fant at vegetasjonsdekket i sådde forstyrta plott var langt mindre enn i uforstyrta omgjevnader, sjølv etter tre tiår (Rydgren et al., 2016). Også ein korttidsstudie frå Canada fant at tilsådde forstyrta område hadde lågare dekningsgrad enn uforstyrta omgjevnader (Rausch & Kershaw, 2007). På den andre sida fant ein studie der sprøytesåing vart brukt for å revegetere gruveavfall i Spania at dekningsgraden i dei forstyrta områda svarte til referanseområda etter fire år (Martinez-Ruiz et al., 2007). Vegetasjonsdekket i dei forstyrta transekta i Lista vindkraftverk ser ut til å nærme seg verdiane for uforstyrta transekt allereie etter sju år, men dette skuldast også at dekningsgraden i dei uforstyrta transekta har gått ned, og slik andre studiar har vist er det vanskeleg å seie noko på førehand om kor lang tid det vil ta å kome på same nivå. Samanlikna med studien av norske massedepot ser utviklinga på Lista ut til å gå raskt, men for det lågastliggande massedepotet (90moh), som låg i sørboreal sone og derfor er mest samanliknbart med Lista, var vegetasjonsdekket i dei forstyrta områda faktisk noko høgare enn i omgjevnadane etter 30 år (Rydgren et al., 2016). Dette illustrerer korleis klima påverkar vekstratar og dermed revegeteringsprosessen, og det er sannsynleg at dei forstyrta transekta på Lista vil få lik dekningsgrad som uforstyrta område mykje raskare enn massedepot i fjellområde med langt tøffare klimatiske forhold.

Når ein ser på dekningsgraden i forstyrta transekt over dei tre undersøkingsåra er det stor variasjon og i 2015 var dekninga høgare der enn i uforstyrta transekt. I tillegg veit ein ingenting om korleis det har vore mellom undersøkingsåra. Faktorar som helling, tynt dekke av toppmassar og mindre tre nært vegane gjer at desse områda kan vere utsette for større variasjon i forhold som verkar inn på vekst og etablering, som vasstilgang, soleksponering og uttørking. Dette kan føre til at dekningsgraden i forstyrta transekt varierer meir mellom år, og det kan også ha vore store variasjonar i tida mellom undersøkingsåra som ikkje har blitt fanga opp.

I dei uforstyrta rutene i Lista vindkraftverk har dekningsgraden av stadeigne artar gått jamt ned samstundes som dekninga av sådde artar har gått noko opp. Også studien av revegetering etter vasskraftutbygging i Noreg fant at sådde grasartar spreidde seg ut i dei uforstyrta omgjevnadane rundt massedepota, og konkluderte med at sjølv om etableringa var låg var den ikkje ubetydeleg (Rydgren et al., 2016). Innsådde artar kan utgjere ein trussel mot dei stadeigne artane fordi det er eit høve for genetisk forureining mellom artar i nær slekt og dei innsådde artane kan også ha underartar med ulike genetiske eigenskapar (Hagen & Skrindo, 2010). Sjølv om artane som er

sådde i Lista vindkraftverk ikkje er framande i Noreg har nokre av sortane som vart brukt opphav frå andre land: to raudsvingelsortar frå Nederland og kvitkløver frå Nord-Sverige (T. Hallan, personleg kommunikasjon, 29. april 2020). Potensielle kort- og langsiktige konsekvensar for stadeigen vegetasjon ved bruk av innførte artar med forskjellig genetisk materiale er derimot lite undersøkt (Hagen & Skringo, 2010), noko som gjer at det har vore vanskeleg å på førehand seie noko om konsekvensane ved val av artar og sortar til sprøytesåing i vindkraftverket. Aukinga i dekningsgrad av innsådde artar i uforstyrta ruter ser no ut til å flate noko ut, men ein dekningsgrad på 10 % i 2019 er betydeleg, og særleg når dekningsgraden av stadeigne artar samstundes har gått ned. Det er likevel vanskeleg å seie om nedgangen for stadeigne artar har ein samanheng med dekningsgraden av introduserte artar. Resultata i 2019 kan også vere ein respons på andre forhold, til dømes tørkesommaren i 2018, ved at dei sådde artane har respondert betre på slike forhold.

I dei forstyrta transekta har dekningsgraden for begge typar artar gått opp frå 2013 til 2015 og så ned igjen i 2019. Dei sådde artane har heile tida hatt høgare dekningsgrad enn dei stadeigne, men forskjellen mellom gruppene er minst i 2019. Ei rekke studiar av ulike revegererintsprosjekt har vist at innsådde artar kan overleve lenge, delvis også med relativt høg dekningsgrad, og gi dårlegare forhold for vekst og etablering av stadeigne artar i forstyrta område (t.d. Densmore, 1992; Hagen et al., 2014; Rydgren et al., 2016; Younkin & Martens, 1987). Nokre studiar har også funne at stadeigne artar kan ta over for sådde artar på sikt (Martinez-Ruiz et al., 2007; Younkin & Martens, 1987). Variasjonen i observasjonar kan i stor grad forklarast med at samansettinga av artar i eit plantesamfunn er eit resultat av korleis artane interagerer med kvarandre; dette er eit komplekst samspel der både konkurranse og fasilitering er viktige prosessar (Padilla & Pugnaire, 2006). Fasilitering spelar særleg ein viktig rolle i krevjande og avgrensande miljø (Padilla & Pugnaire, 2006), likevel har fleire studiar frå stressutsette miljø, som mellom anna alpine område, vist at innsådde artar ikkje nødvendigvis legg til rette for etablering av stadeigne artar. Innsådd gras kan mellom anna redusere fuktigheit i dei øvre jordlaga og dette kan igjen hindre etablering og vekst av andre artar (Densmore, 1992). Resultata frå Lista kan tilseie at dei innsådde artane i større grad har konkurrert med dei stadeigne artane enn å fasilitere for reetablering, og at val av artar til sprøytesåing derfor har vore viktig for korleis vegetasjonen i inngrepsareala har utviklinga seg.

Grunneigarar i området har uttrykt at dominerande grasartar i vegkantane har låg beitekvalitet (Flydal & Colman, 2020). Beitedyra som blir slopne i den austlege delen av vindkraftanlegget går innanfor inngjerda område og ingen av undersøkingsområda (A-I) i denne studien ligg innanfor inngjerdingar (T. Hallan, personleg kommunikasjon, 6. mai 2020). Ein nyleg masteroppgåve frå Lista vindkraftverk fant at hjortebestanden i området gjekk ned da anlegget vart bygga og hjorten unngjekk vegane det første året etter anleggsperioden, men i 2019 var bestanden opp på nivået frå før anleggsperioden og dyra unngjekk ikkje vegane (Selboe, 2019). Rådyrbestanden i området har gått ned, men dei dyra som er der unngår ikkje vegane, og masteroppgåva føreslår at hjort og rådyr bruker områda langs vegane til næringssøk (Selboe, 2019). Om det er slik at dei

introduserte planteartane har dårlegare beite kvalitet enn dei stadeigne er det mogleg at beitande dyr kan vere med på å halde dei stadeigne artane tilbake frå å reetablere seg og gi dei introduserte artane mindre konkurranse.

Utvikling og spreining av enkeltartar

Resultata i Figur 6 viser stor forskjell mellom dei tre innsådde artane i korleis dei har etablert og utvikla seg i løpet av undersøkingsåra. Fleire studiar har funne at det er forskjellar mellom sådde artar i kor godt dei klarer seg over tid, mellom anna fant studien av revevegetering på gruveavfall i Spania at berre halvparten av dei sådde artane overlevde gjennom heile studieperioden (Martinez-Ruiz et al., 2007). I Lista vindkraftverk klarte aldri *T. repens* å etablere seg skikkeleg og vart funne i berre to ruter i 2019. Ein studie av sådde artar som revevegeteringstiltak etter brann i kystlynghei fant at *Lotus corniculatus* (tiriltunge), som i likskap med *T. repens* er ein nitrogenfikserande art, etablerte seg dårleg og forsvann allereie etter eitt år (Fernandez-Abascal et al., 2003). Nitrogenfikserande artar er ofte avgrensa av fosfor og fuktigheit, og kan derfor ha problem med å etablere seg på ufruktbar jord rett etter ei forstyrring (Walker & del Moral, 2009). León som gjennomførte undersøkingane i 2013 uttrykte uro for at *T. repens* skulle betre forholda for den noko meir næringskrevjande *F. rubra*, men når *T. repens* no vart funne i så få ruter utgjer ikkje dét lengre ei god forklaring på aukinga av *F. rubra*.

A. capillaris etablerte seg godt i vegkantane i starten og hadde høg dekningsgrad dei første to undersøkingsåra, men den gjekk kraftig ned i 2019 (Figur 6). Samstundes har *F. rubra* hatt ei gradvis auke og utgjer den største delen av dekket av introduserte artar i begge typar transekt i 2019. Ein studie frå forstyrta område i lågalpin sone i Noreg fant at innsådd *F. rubra* framleis var dominerande i forstyrta sådde areal etter 21 år, mens innsådd *A. capillaris* var forsvunne heilt (Hagen et al., 2014). Også ein langtidsstudie av tilsådde forstyrta område i Alaska fant at sådd *F. rubra* kan overleve lenge, etter elleve år var *F. rubra* einaste overlevande av dei innsådde grasartane (Densmore, 1992). I studien frå kystlynghei i Spania hadde *F. rubra* høg dekningsgrad det første året og gjekk deretter ned, mens *A. capillaris* ikkje nådde opp på same dekningsgrad, men heller låg meir jamt gjennom dei fire åra studien varte; artikkelen seier at grunnen til dette er uklart (Fernandez-Abascal et al., 2003). Interaksjonar mellom artar i eit plantesamfunn kan endre seg og variere over tid (Walker & del Moral, 2009), slik ein ser i dei forstyrta vegkantane i Lista vindkraftverk med eit skifte i dominans frå *A. capillaris* til *F. rubra*. Endringar i ytre faktorar kan også spele inn og endre konkurranseforholda mellom artane, slik som til dømes den allereie nemnte tørkesommaren i 2018. Det er også verdt å merke seg at i frøblandinga som vart brukt i Lista vindkraftverk utgjorde *A. capillaris* berre 5 % mens *F. rubra* hadde heile 90 %, likevel reflekterast ikkje dette i dekningsgraden av artane det første året. Dette betyr at ein ikkje nødvendigvis kan bruke mengda av kvar art i frøblandinga til å påverke eller på førehand seie noko om mengdeforholda mellom enkeltartane i den tidlege vegeteringsfasen.

Som eg har vore inne på kan beite i vegkantane vere ei mogleg forklaring på dominansen av introduserte artar i forstyrta transekt. Det er også mogleg at beite påverkar

konkurransforholdet mellom dei innsådde artane, sidan dei to grasartane har etablert seg i like mange forstyrta ruter, men med svært ulik dekningsgrad. Viss det er slik at det er *F. rubra* som har låg beite kvalitet, men ikkje *A. capillaris*, kan beite gjere at *F. rubra* får stå igjen aleine og bli dominerande. Masterstudien som undersøkte førekomsten av og aktiviteten til hjortedyr i vindkraftverket fant at hjortebestanden i området hadde auka sidan anleggsperioden og i 2019 var opp på nivået frå før 2012 (Selboe, 2019). Om det er slik at *F. rubra* har dårlegare beite kvalitet enn *A. capillaris* er det mogleg at skiftet i dominans mellom desse kan sjåast i samband med aukinga i hjortebestanden. Det er også verdt å merke seg at *T. repens* er vanleg dyrka som fôrplante (Lid et al., 2005) og det som veks opp av den kan tenkast at blir ete av dyr i området, slik at dette også er med på å halde dekningsgraden av arten nede.

Stadeigne artar har klart å reetablere seg i dei forstyrta transekta, men likevel dominerer framleis dei introduserte artane og dei vil sannsynlegvis finnes der i lang tid framover. Ei rekke andre studiar har, som tidlegare nemnt, også funne at sådde artar kan overleve lenge og hindre stadeigne artar i å etablere seg. Det kan også vere forskjellar i slike effektar mellom ulike innsådde artar. I studien av revegetering av lynghei i Spania hadde plott sådd med *F. rubra* etter fire år ein større del stadeigne artar som bidrog til dekningsgraden enn kva plott sådd med *A. capillaris* hadde (Fernandez-Abascal et al., 2003). Ein studie av revegetering i Alaska fant at der det vart sådd med ein frømix av introduserte gras var dei øvre 5 cm av jordsmonnet fylt av tette grasrøter, mens der dei ikkje hadde sådd gras var røtene mykje mindre tett og fordelt lengre ned i jordsmonnet (Densmore, 1992). Studien meiner at dette er mykje av grunnen til at stadeigne artar slit med å både etablere seg og vekse i sådde område, fordi graset reduserer jordfuktigheita i det øvre laget (Densmore, 1992). Denne effekten vil nok også vere gjeldande i forstyrta ruter på Lista, særleg i ruter der dei to grasartane til saman utgjer ein stor del av vegetasjonsdekket.

Kva artar som blir sådd inn etter ei forstyrking kan i stor grad påverke korleis bane den vidare suksessen vil ta (Walker & del Moral, 2009), men i tillegg til frøblandinga har nok også toppmassane som vart bruk i inngrepsareala i Lista vindkraftverk hatt mykje å seie, fordi dei gir ein annan jordtype enn den som i utgangspunktet skulle ha vore der (Flydal & Colman, 2020). Torvmose blir nokre gongar brukt for å betre substrat for spiring og etablering av artar, gjerne i kombinasjon med gjødsling (Rausch & Kershaw, 2007). Da inngrepsareala i Lista vindkraftverk vart sprøytesådd inneholdt blandinga av frø og vatn også gjødsel (T. Hallan, personleg kommunikasjon, 29. april 2020), kombinert med torvmassane gir dette eit ganske annleis utgangspunkt for revegetering enn kva det opphavelge jordsmonnet ville gitt. Det opphavelge jordsmonnet i området er prega av berggrunn med store delar granitt og gneis, bergartar som forvitrar seint og gir eit surt jordsmonn, i tillegg gjer nedbørsmengda at mykje mineral som er brote ned blir vaska ut (Flydal et al., 2010). Ein norsk revegeteringsstudie fant at den negative effekten sådde gras kan ha på revegetering av stadeigne artar var sterkare på torvjord i forhold til på fin mineraljord og grovare jordtypar (Hagen et al., 2014). Om dette også er gjeldande på Lista kan valet av toppmassar ha hatt betydelege konsekvensar for vegetasjonsutviklinga og reetablering av stadeigne artar.

Dei mest vanlege stadeigne artane som har klart å reetablere seg i forstyrta ruter er *C. vulgaris*, *M. caerulea*, *P. erecta*, *T. europaea* og *E. vaginatum*. Alle desse fem artane er også vanlege i uforstyrta ruter, noko som kan peike mot at dei forstyrta rutene har ei utvikling som faktisk er på veg mot vegetasjonen i dei uforstyrta rutene. Likevel utgjer desse fem artane berre halvparten av dei artane som er vanlege i uforstyrta ruter. Ein revegeteringsstudie frå Canada fant at sjølv om stadeigne artar reetablerte seg i forstyrta område representerte desse berre ein liten del av den stadeigne vegetasjonen, og etter tolv år var vegetasjonen i områda framleis langt frå forma og kompleksiteten til plantesamfunna i uforstyrta omgjevnader (Younkin & Martens, 1987). Med dei nye toppmassane i Lista vindkraftverk er det også usikkert om dei forstyrta transekta i det heile tatt har eit jordsmonn som legg til rette for plantesamfunn lik dei stadeigne. Jamt over er restaurering av økosystem ein utfordrande prosess der det tar lang tid å nå full revegetering kva gjeld biodiversitet og økosystemfunksjonar (Gann et al., 2019).

Oppsummering

Koordinatane eg fekk, som markerer områda, var registrert med ein vanleg handholdt gps, og sidan desse gjerne har nokre meters unøyaktigheit og rutene ikkje er permanent oppmerka er det lite sannsynleg at rutene har hamna på eksakt same plass kvart undersøkingsår. Dette er likevel ikkje eit problem i denne studien: Målet er å få representative data for områda, ikkje nøyaktig replikasjon av kvar rute. Ein annan ting er dei ulike tidspunkta på året undersøkingane er gjennomført, og som nemnt i starten av diskusjonen kan dette ha verka inn på delar av resultatane ved at enkelte artar har vore avblomstra og ikkje blitt oppdaga. Det er også variasjon i kor ofte studien er gjenteke, først med eit års mellomrom og så med tre. Når ein ikkje veit kva som har skjedd mellom undersøkingsåra kan det vere vanskeleg å seie om det vi ser i 2019 er ein del av ein trend dei siste åra eller berre responsar for det enkelte året, til dømes kan resultat i 2019 vere ein respons på tørkesommaren 2018. På grunn av dette kan det vere ein fordel om studien blir gjenteke oftare og meir regelmessig framover, til dømes annakvart år, fram til resultatane viser meir stabilitet.

Undersøkingane sommaren 2019 viste at ruter i sådde inngrepsareal framleis hadde lågare artsrikdom og artsdiversitet enn uforstyrta ruter. Dei forstyrta rutene hadde høgare dekningsgrad av introduserte artar enn av stadeigne, og det var *F. rubra* som dominerte, sjølv om også *A. capillaris* vart funne i alle dei forstyrta rutene. Nokre stadeigne artar har likevel klart å reetablere seg og bli vanlege der, og dette er artar som også er vanlege i den stadeigne vegetasjonen. Utviklinga går altså i retning av målsettinga i naturrestaureringsplanen om å «Få tilbake naturleg stedefegen vegetasjon i inngrepsarealene», men det er enno langt igjen og det er også for tidleg for å seie om vegetasjonen i dei forstyrta areala faktisk vil bli som den stadeigne. Det verkar som frøblandinga og toppmassane som vart brukte på store delar av inngrepsareala langs vegane i Lista vindkraftverk har vore dei største hindringane for å nå målsettinga. Bruk av torv frå myrer i området til toppmassar var heller ikkje noko naturrestaureringsplanen tilrådde. Frøblandinga har sørnga for at det vart raskt grønt i vegkantane og truleg motverka erosjon, noko som viste seg å bli viktig med unormalt store nedbørsmengder under mykje av anleggsperioden

(Flydal & Colman, 2012). *A. capillaris* ser ut til å vere den arten som har fungert best i denne samanhengen, med tidleg høg dekningsgrad for så å gå tilbake, men ein må likevel ikkje gløyme at den framleis finns i eit stort tal av både forstyrra og uforstyrra ruter. *T. repens* ser ikkje ut til å ha utgjort stor forskjell for områda, verken i positiv eller negativ retning. *F. rubra* er den mest problematiske arten, med låg dekningsgrad og truleg lite bidrag til erosjonsdemping frå start, for deretter å auke, også i uforstyrra transekt.

Naturrestaureringsplanen for Lista vindkraftverk har også ei målsetting om å få fram meir av naturtypen kystlynghei innanfor planområdet. Veggen i anlegget har gjort det mogleg å hogge og hente ut tette plantefelt med sitkagran som kunne ha utgjort ein trussel mot naturtypen i eit lengre tidsperspektiv (Artsdatabanken, 2018). Vegane kan også gjere områda meir tilgjengelege for beiteaktivitet som vil bidra til å halde naturtypen i hevd, likevel gjer det 22 km lange vegnett at området blir fragmentert og kan slik vere ein trussel mot målsettinga om å styrke naturtypen kystlynghei. Det er mest kystlynghei i dei vestlege delane av Lista vindkraftverk (Flydal & Colman, 2012), og om ein vil undersøke nærmare korleis vegane og resten av anlegget har påverka naturtypen kan desse områda bli inkludert i framtidige studiar. Eg vil anbefale å vidareføre vegetasjonsundersøkingane i Lista vindkraftverk for å sjå korleis utviklinga i vegkantane fortset i åra framover, særleg med tanke på dei innsådde artane og den aukande dekningsgraden av *F. rubra*. Under anleggsperioden vart nokre inngrepsareal fylt med stadeigne toppmassar, ein del av desse vart sprøytesådd mens andre stader vart etterlatne usådde for ei naturleg revegetering frå frøbanken i toppmassane (Flydal & Colman, 2012; Flydal & Colman, 2020). Om det finst kunnskap om kor dei ulike areala er, vil det vere interessant å inkludere dei i vegetasjonsundersøkingane for å gjere samanlikningar med utviklinga i dei tilsådde inngrepsareala med torvmassar.

Revegeteringsprosjekt bør helst arbeide for å få til revegetering frå frøbank i stadeigne toppmassar, slik Hagen & Skringo rådar til i *Håndbok i økologisk restaurering* frå 2010. Der det av ulike grunnar ikkje er mogleg, slik som i dette prosjektet, er det viktig å tenke over kva slags toppmassar ein bruker i staden og kva slags frøblanding ein vel å bruke om ein skal så. Erfaringar frå denne studien og andre liknande prosjekt kan vere til hjelpe ved val av artar og sortar til framtidige revegeteringsprosjekt under liknande forhold. Om det er mogleg, med tanke på økonomi og tidsbruk, bør ein vurdere å så med frø frå stadeigent plantemateriale. Viss det som er kome fram i denne studien kan brukast til å betre revegeteringsprosessar i framtidig vindkraftutbygging kan det bidra til at denne kjelda til fornybar energi også kan bli eit betre alternativ for det biologiske mangfaldet der ein byggjar ut. Dette er viktig i ei verd med stadig aukande etterspurnad etter energi der arealbruksendringar er den største trusselen mot det biologiske mangfaldet.

Referansar

- Artsdatabanken. (2018). *Norsk rødliste for naturtyper 2018*. Tilgjengelig fra: <https://www.artsdatabanken.no/rodlistefornaturtyper> (lest 30.03.2020).
- Brudvig, L. A. (2017). Toward prediction in the restoration of biodiversity. *Journal of Applied Ecology*, 54 (4): 1013-1017. doi: 10.1111/1365-2664.12940.
- Coffin, A. W. (2007). From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography*, 15 (5): 396-406. doi: 10.1016/j.jtrangeo.2006.11.006.
- Densmore, R. V. (1992). SUCCESSION ON AN ALASKAN TUNDRA DISTURBANCE WITH AND WITHOUT ASSISTED REVEGETATION WITH GRASS. *Arctic and Alpine Research*, 24 (3): 238-243. doi: 10.2307/1551663.
- Fernandez-Abascal, I., Tarrega, R., Luis-Calabuig, E. & Marcos, E. (2003). Effects of sowing native herbaceous species on the post-fire recovery in a heathland. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology*, 24 (3): 131-138. doi: 10.1016/s1146-609x(03)00063-8.
- Flydal, K., Colman, J. E., Eftestøl, S. & Ryvarden, L. (2010). *Lista Vindpark - Naturrestaureringsplan del 1 Anleggsarbeidet*. Naturrestaurering AS Rapport.
- Flydal, K. & Colman, J. E. (2012). *Måloppnåelse etter naturrestaureringsplanen – statusrapport etter endt anleggsarbeid ved Lista Vindpark*: Naturrestaurering AS.
- Flydal, K. & Colman, J. E. (2020). *Vedlegg 1: Tilstandsvurderinger og tiltaksbeskrivelser som ikke omfattes av NVEs krav*. Vedlegg til NaturRestaurering rapport 2020-02-18 NaturRestaurering AS.
- Fred. Olsen Renewables. (u.å.). *Lista*. Tilgjengelig fra: <https://fredolsenrenewables.com/windfarms/lista/> (lest 20.01.2020).
- Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J., Hallett, J. G., Eisenberg, C., Guariguata, M. R., Liu, J., et al. (2019). *International principles and standards for the practice of ecological restoration*, Second edition: Society for Ecological Restoration.
- Gasparatos, A., Doll, C. N. H., Esteban, M., Ahmed, A. & Olang, T. A. (2017). Renewable energy and biodiversity: Implications for transitioning to a Green Economy. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 70: 161-184. doi: 10.1016/j.rser.2016.08.030.
- Hagen, D. & Skrindo, A. B. (2010). *Håndbok i økologisk restaurering. Forebygging og rehabilitering av naturskader på vegetasjon og terreng*. Trondheim: Forsvarsbygg.
- Hagen, D., Hansen, T. I., Graae, B. J. & Rydgren, K. (2014). To seed or not to seed in alpine restoration: introduced grass species outcompete rather than facilitate native species. *Ecological Engineering*, 64: 255-261. doi: 10.1016/j.ecoleng.2013.12.030.
- Halvorsen, R., Medarbeidere & Samarbeidspartnere. (2016). *NiN – typeinndeling og beskrivelsessystem for natursystemnivået. – Natur i Norge, Artikkel 3 (versjon 2.1.0)*. Trondheim: Artsdatabanken.
- Henriksen, S. & Hilmo, O. (2015). *Påvirkningsfaktorer. Norsk rødliste for arter 2015*. Artsdatabanken. Tilgjengelig fra: <http://www.artsdatabanken.no/Rodliste/Pavirkningsfaktorer> (lest 23.01.2020).
- Kartverket. (2017a). *Topografisk Norgeskart*. [WMS-teneste]. Tilgjengelig fra: <https://kartkatalog.geonorge.no/metadata/f004268c-d4a1-4801-91cb-daa46236fab7>.
- Kartverket. (2017b). *Topografisk Norgeskart gråtone*. [WMS-teneste]. Tilgjengelig fra: <https://kartkatalog.geonorge.no/metadata/e84c9a6d-2297-4323-9078-36ac4b8e35e4>.
- Kindt, R. & Coe, R. (2005a). *Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies*. Nairobi, Kenya World Agroforestry Centre. Tilgjengelig fra: old.worldagroforestry.org/downloads/Publications/PDFs/b13695.pdf (lest 31.01.2020).
- Kindt, R. & Coe, R. (2005b). *Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies*. Nairobi: World Agroforestry Centre (ICRAF). Tilgjengelig fra: <http://www.worldagroforestry.org/output/tree-diversity-analysis>.

- Lazaro-Lobo, A. & Ervin, G. N. (2019). A global examination on the differential impacts of roadsides on native vs. exotic and weedy plant species. *Global Ecology and Conservation*, 17: 13. doi: 10.1016/j.gecco.2019.e00555.
- Lenth, R. V. (2016). *Least-Squares Means: The R Package lsmeans*.: Journal of Statistical Software, 69(1).
- León, A. G. (2014). *Monitoring revegetation and cervids area use along roadsides in a recently constructed wind power plant in Southern Norway*: Universidad Rey Juan Carlos.
- Leung, D. Y. C. & Yang, Y. (2012). Wind energy development and its environmental impact: A review. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 16 (1): 1031-1039. doi: 10.1016/j.rser.2011.09.024.
- Lid, J., Lid, D. T., Elven, R. & Alm, T. (2005). *Norsk flora*. 7. utg. redaktør: Reidar Elven. utg. Oslo: Det norske samlaget.
- Martinez-Ruiz, C., Fernandez-Santos, B., Putwain, P. D. & Fernandez-Gomez, M. J. (2007). Natural and man-induced revegetation on mining wastes: Changes in the floristic composition during early succession. *Ecological Engineering*, 30 (3): 286-294. doi: 10.1016/j.ecoleng.2007.01.014.
- Miljøstatus. (2019). *Inngrepsfri natur. Påvirkning - Bygging av veier og ulike typer energianlegg*: Miljødirektoratet. Tilgjengelig fra: <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/naturomrader-pa-land/inngrepsfri-natur/> (lest 21.04.2020).
- Mossberg, B., Stenberg, L., Karlsson, T., Moen, S. & Ryvarden, L. (2018). *Gyldendals store nordiske flora*. 3. utg. Oslo: Gyldendal.
- NGU. (u.å.-a). *Berggrunn. Nasjonal berggrunnsdatabase*: Norges geologiske undersøkelse. Tilgjengelig fra: <http://geo.ngu.no/kart/berggrunn/> (lest 20.01.2020).
- NGU. (u.å.-b). *Løsmasser. Nasjonal løsmassedatabase*: Norges geologiske undersøkelse. Tilgjengelig fra: <http://geo.ngu.no/kart/losmasse/> (lest 20.01.2020).
- Norsk klimaservicesenter. (u.å.). *Klimanormaler*. Tilgjengelig fra: <https://klimaservicesenter.no/faces/desktop/article.xhtml?uri=klimaservicesenteret/Klimanormaler> (lest 27.01.2020).
- NTNU Vitenskapsmuseet. (u.å.-a). *Bioklimatiske seksjoner*: Artsdatabanken. Tilgjengelig fra: <https://www.artsdatabanken.no/Pages/205807> (lest 20.01.2020).
- NTNU Vitenskapsmuseet. (u.å.-b). *Bioklimatiske soner*: Artsdatabanken. Tilgjengelig fra: <https://www.artsdatabanken.no/Pages/205809> (lest 20.01.2020).
- Oksanen, J. (2019). *Vegan: ecological diversity*.
- Padilla, F. M. & Pugnaire, F. I. (2006). The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4 (4): 196-202. doi: 10.1890/1540-9295(2006)004[0196:Tronpi]2.0.Co;2.
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D. & R Core Team. (2018). *_nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models_* (Versjon 3.1-137). Tilgjengelig fra: <https://CRAN.R-project.org/package=nlme>.
- R Core Team. (2018). *R: A language and environment for statistical computing* (Versjon 3.5.2 (2018-12-20) -- "Eggshell Igloo"). Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Tilgjengelig fra: <https://www.R-project.org/>.
- Rausch, J. & Kershaw, G. P. (2007). Short-term revegetation performance on gravel-dominated, human-induced disturbances, Churchill, Manitoba, Canada. *Arctic Antarctic and Alpine Research*, 39 (1): 16-24. doi: 10.1657/1523-0430(2007)39[16:Srpogh]2.0.Co;2.
- Reksten, S. S. (2016). *The effect of a wind farm on native vegetation and area use of three cervid species – A case study into the planning and ecological effects of constructing a wind power plant in Southern Norway*. Master's Thesis: Norwegian University of Life Sciences, Ås.
- Rydgren, K., Auestad, I., Hamre, L. N., Hagen, D., Rosef, L. & Skjerdal, G. (2016). Long-term persistence of seeded grass species: an unwanted side effect of ecological restoration.

- Environmental Science and Pollution Research*, 23 (14): 13591-13597. doi: 10.1007/s11356-015-4161-z.
- Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., et al. (2000). Biodiversity - Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287 (5459): 1770-1774. doi: 10.1126/science.287.5459.1770.
- Selboe, Ø. W. (2019). *Økologisk effekter av Lista vindpark – påvirkning på hjortevilt og fisk etter 7 år med drift*. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet NMBU.
- Stener, S., Mogstad, D. & Vold, E. M. (2019). *Faggrunnlag - Naturtyper. Underlagsdokument til nasjonal ramme for vindkraft*. Rapport M-1311: Miljødirektoratet.
- Tabassum, A., Premalatha, M., Abbasi, T. & Abbasi, S. A. (2014). Wind energy: Increasing deployment, rising environmental concerns. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 31: 270-288. doi: 10.1016/j.rser.2013.11.019.
- Tomascik, T. & Sander, F. (1987). EFFECTS OF EUTROPHICATION ON REEF-BUILDING CORALS .2. STRUCTURE OF SCLERACTINIAN CORAL COMMUNITIES ON FRINGING REEFS, BARBADOS, WEST-INDIES. *Marine Biology*, 94 (1): 53-75. doi: 10.1007/bf00392900.
- Walker, L. R. & del Moral, R. (2009). Lessons from primary succession for restoration of severely damaged habitats. *Applied Vegetation Science*, 12 (1): 55-67. doi: 10.1111/j.1654-109X.2009.01002.x.
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*: Springer-Verlag New York. Tilgjengelig fra: <https://ggplot2.tidyverse.org>.
- Younkin, W. E. & Martens, H. E. (1987). LONG-TERM SUCCESS OF SEEDED SPECIES AND THEIR INFLUENCE ON NATIVE SPECIES INVASION AT ABANDONED RIG SITE A-01 CARIBOU HILLS, NWT, CANADA. *Arctic and Alpine Research*, 19 (4): 566-571. doi: 10.2307/1551426.

Vedlegg 1: Plassering av områda for vegetasjonsundersøkingane i Lista vindkraftverk

Tabellen nedanfor gir informasjonen som trengs for å finne igjen dei ulike områda (A-I) der det er gjennomført vegetasjonsundersøkingar til denne masteroppgåva. Alle områda ligg i den austre delen av Lista vindkraftverk, sjå kart i figur 1 i oppgåva for oversikt. Figur 2 i oppgåva viser ei skisse over oppsettet for vegetasjonsstudiet, som ein kan måle opp ut i frå eitt gps-punkt som er gitt i tabellen her.

Område	Koordinat* (UTM)	Plassering i forhold til veg	Avstand frå vegkant** til	
			forstyrra transekt	uforstyrra transekt
A	362769A, 6447788N	Sør for veg	5 meter	15 meter
B	365452A, 6448514N	Sør for veg	5 meter	10 meter
C	365499A, 6448549N	Nordvest for veg	3 meter	12 meter
D	365865A, 6448776N	Nord for veg	3 meter	12 meter
E	362295A, 6448210N	Sørvest for veg	5 meter	15 meter
F	365615A, 6448558N	Aust for veg	5 meter	25 meter
G	366300A, 6448021N	Søraust for veg	5 meter	15 meter
H	363670A, 6448327N	Vest for veg	3 meter	10 meter
I	366053A, 6447693N	Aust for veg	3 meter	10 meter

* Koordinatane er registrert med ein vanleg handhaldt gps og har derfor nokre meter unøyaktigheit, plasseringa av områda i forhold til vegen er meint som eit supplement til koordinaten.
 ** Avstand frå vegkant vart målt ut frå der brøytestikkene var plassert.



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway