



Høgskulen
på Vestlandet

MASTEROPPGAVE

Effektovervåkning av slåttemark

-Utprøving av overvåkningsmetodikken NatStat

Effect-monitoring of seminatural hay meadows

-Evaluation of the monitoring method NatStat

Karianne Ingrid Rønningen Rognhaugen

Climate change management (planlegging for klimaendringer)

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

Hovedveileder: Inger Auestad, bi-veileder: Knut Rydgren

Dato: 07.06.2022

Jeg bekrefter at arbeidet er selvstendig utarbeidet, og at referanser/kildetilvisinger til alle kilder som er brukt i arbeidet er oppgitt, jf. Forskrift om studium og eksamen ved Høgskolen på Vestlandet, § 12-1.



Effektovervåkning av slåttemark -Utprøving av NatStat-metoden

Åpen masteroppgave

Karianne I. R. Rognhaugen

Karianne I.R. Rognhaugen

Sider: 29
Vedlegg: 3

Stikkord: Slåttemark, overvåkning, referanser, bevaringsmåls-metodikk

Sogndal, 07. juni, 2022

Dette arbeidet er gjennomført som del av masterprogrammet i Climate change Management (norsk navn: Planlegging for klimaendringer) ved Institutt for miljø- og naturvitenskap, fakultet for ingeniør- og naturvitenskap, Høgskolen på Vestlandet. Studenten står selv ansvarlig for metodene som er brukt, resultatene som er kommet frem, og konklusjoner og vurderinger i arbeidet.

Forord

Dette er min avsluttende masteroppgave etter to lærerike og givende år ved Høgskolen på Vestlandet. Jeg føler meg svært privilegert som har fått muligheten til å utforske en tematikk som jeg anser som svært spennende personlig. Jeg valgte å skrive oppgaven min om effektovervåkning av truet natur, et tema som er viktig å ta opp, om vi skal kunne nå våre ambisiøse mål om å suksessfullt restaurere natur. Arbeidet med oppgaven har gitt meg dyp innsikt i tematikken, og jeg har fått god forståelse av hvor komplisert dynamikken i et økosystem er og derfor utfordringene med å finne egnede, og kostnadseffektive overvåkningsdesign.

Jeg ønsker å rette en stor takk til mine veiledere, Inger Auestad og Knut Rydgren for uvurderlig hjelp med både struktur og flyt i teksten, samt hjelp med statistiske undersøkelser. Tusen takk for alle gode samtaler og oppløftende ord. Jeg vil videre rette en stor takk til Christoffer Knagenhjelm for at jeg har hatt muligheten til å utføre alt nødvendig feltarbeid i Fjøsbakken-engene, og ikke minst fått spise lunsjen min innendørs. Til Marie Petterson ved Sogn folkemuseum for tilgang til å utføre registreringene i slåttemarka på Vollane, og til Marit Hjørnevik Nesse for tilgang til å utføre registreringer slåttemarka på Lauvhaug. Videre rettes en takk til bachelorstudentene Regine Eliassen og Elise Øyjordet for godt samarbeid både ute i felt, men også for utveksling av datamateriale. Og til slutt en takk til familie og kjæreste for gode og oppløftende ord gjennom denne perioden.

Jeg håper resultatene fra denne oppgaven kan være et bidrag til høyere innsikt i problematikken som kan oppstå ved overvåkning av enkeltlokaliteter.

Om ikke annet er oppgitt er fotografiene i denne oppgaven tatt av meg.

Sammendrag

I dag tapes natur i en fart vil aldri har sett maken til. For å kunne nå globale og nasjonale mål om å ta vare på natur, blir økologisk restaurering ansett som et svært viktig redskap. I dag er flere naturtyper truet, slik som slåttemark. Slåttemark har blitt utviklet gjennom generasjoner med aktiv skjøtsel, og overlevelsen av en slik naturtype, avhenger av dette. En essensiell del av restaureringsprosjekter er overvåkning. Overvåkning gir oss grunnlag for å finne ut hvilke tiltak som fungerer, og videre kunne vurdere effekten av tiltakene.

Overvåkning kan designes på mange måter, men enkelte aspekter slik som antall observasjonsheter, størrelsen på disse og plasseringen av dem er viktige elementer å ha klart for seg. Jo mer data man har, jo bedre statistisk utsagnskraft vil man oppnå, og desto mer troverdig blir resultatet. I Norge finnes blant annet NatStat, et systematisk overvåkningsopplegg tilpasset bruk i verneområder. Hensikten med overvåkningsopplegget er basert på definerte bevaringsmål av enkeltindikatorer som man enten ønsker mye, middels eller lite av i en naturtype. Jeg har undersøkt hvorvidt et slikt overvåkningsopplegg kan fange opp tilstanden i tre slåttemarksenger som er under restaurering i Sogndal kommune, samtidig som jeg har sammenlignet resultatene med to referanseområder, og mer detaljerte registreringer gjort i de samme områdene.

I tråd med NatStat sitt overvåkningsdesign har jeg registrert tre ønskede og tre uønskede arter som indikatorer for god, middels eller dårlig tilstand basert på fastsatte grenseverdier utarbeidet i dette systemet. Resultatene mine indikerer at Fjøsbakken vest har flest ønskede arter, og har antageligvis kommet lengst i restaureringsprosessen, sammenlignet med de to resterende restaureringsområdene. Jeg har videre undersøkt hvorvidt grenseverdiene NatStat opererer med for indikatorarter og problemarter fungerer. Mine resultater viser at overvåkningsdesignet må ha finere oppløsning, fordi grenseverdiene ikke samsvarer med oppløsningen på overvåkningsdesignet. Jeg anbefaler bruk av en rute på 0,25m² delt i fire mindre ruter, som en enkel endring for mer grundige resultater, tilpasset grenseverdiene.

Abstract

Today, nature is lost at a speed never seen before. To achieve global and national goals of preserving nature, ecological restoration is considered as an important tool. Today, several habitat types are threatened, such as hay meadows. Hay meadows has developed through generations of active management, and the survival of such habitats depends on it. An essential part of restoration projects is monitoring. Monitoring gives us basis for finding which measures works and gives the opportunity for further being able to assess the effect of such measures.

Monitoring can be designed in many ways, the number of observation units, their size and their location are important elements to keep in mind. The more data achieved, the better statistical statements will be achieved, and the more credible the results will be. In Norway there is, among others a monitoring program called NatStat. NatStat is a systematic monitoring scheme, designed to use in protected areas. The purpose of NatStat is based on defined conservation objectives of individual indicators that reflects good, medium or bad condition. I investigated whether such a monitoring scheme can detect the condition of three hay meadows in a restoration process, together with data from two reference sites as well as more detailed registrations made in the same areas.

In line with NatStat's monitoring design, I registered three desired, and three undesirable species as indicators of good, medium, or bad condition, based on established limit values prepared in the monitoring scheme. My results indicate that Fjøsbakken west has more desired plant species than the two other restored meadows, and therefore may have come the furthest in the restoration process, compared to the two remaining restoration areas. I further investigated whether the limit values for indicator species and problem species works. My results show that the monitoring design must have a finer resolution, because the limit values do not correspond with the resolution of the monitoring design. I recommend the use of a route of 0,25m² divided into four smaller routes, as a simple change for more thorough results.

Innholdsfortegnelse

Forside	I
Forord	II
Sammendrag	III
Abstract	IV
Innholdsfortegnelse	V
1. Introduksjon	0
2. Metode	6
2.1 Studieområder	6
2.1.1 Fjøsbakken-engene	7
2.1.2 Referanseområdene	9
2.2 Datagrunnlag	11
2.2.1 NatStat-metoden	11
2.2.2 Feltarbeid sommeren 2021	12
2.3 Detaljert overvåkning i engene - Supplerende data	15
2.4 Statistiske analyser	16
3. Resultat	17
3.1 Forskjeller og likheter i forekomst av indikatorartene i Fjøsbakken-engene og referanseområdene	17
3.2 Gjennomsnittlig rutefrekvens av ønskede og uønskede arter/artsgrupper	18
3.3 Tilstanden ved bruk av NatStat sine grenseverdier	19
3.4 Hvor mange poster er nødvendig for å få et presist resultat?	21
4. Diskusjon	23
4.1 Forskjeller mellom Fjøsbakken-engene og de to referanseområdene, stemmer resultatene med den detaljerte metoden?	23
4.2 Overvåkningsdesign	26
5. Konklusjon og videre anbefalinger	28
6. Referanser	29
7. Vedlegg	36
Vedlegg 1 – Rådata med forekomst/fravær av indikatorartene i hver eng	36
Vedlegg 2 – Rute-trekninger	41
Vedlegg 3 – Koordinater	44

1. Introduksjon

I 1992 ble FNs konvensjon om biologisk mangfold vedtatt, med hensikt om å sikre det globale biologiske mangfoldet, og sørge for bærekraftig ressursutnyttelse av naturen (FN, 2020). Samtidig, siden 1992 har mengden urbane områder doblet seg, og vi opplever i dag et tap av biologisk mangfold vi aldri før i menneskets historie har vært vitne til (IPBES, 2018). Tap av biologisk mangfold skjer over hele kloden, og Norge er ikke et unntak. Ved starten av forrige århundre var rundt 50% av Norges fastlandsareal villmarkspreget, og i 2018 var dette redusert til om lag 11% (Miljødirektoratet, 2021). Samtidig viser det seg at den økologiske tilstanden i norske økosystemer, slik som skog, fjell og åpent lavland har en svært negativ utviklingstrend (Jakobsson & Pedersen, 2020). Innen åpent lavland finner vi blant annet de seminaturlike, kulturbetingede økosystemene, slik som den kritisk truede naturtypen slåttemark (Hovstad et al., 2018). Slik informasjon har vi tilegnet oss gjennom overvåkning av naturen. Overvåkning av natur gir oss både muligheter til å finne ut den generelle tilstanden i økosystemer, samtidig som det gir mulighet til å identifisere hvilke prosesser som fører til degradering og hvilke tiltak som dermed vil være mest effektive for å restaurere natur på en mest mulig effektiv måte (Bullock et al., 2011; Yoccoz et al., 2001). Uten overvåkning kan vi hverken forsvare beslutninger om å gjøre tiltak, eller vurdere hvilken effekt handlingen hadde (Field et al., 2007).

Økologisk restaurering blir i dag sett på som et svært viktig verktøy i kampen mot tap av natur. FNs naturpanel har derfor utpekt tiden vi nå er inne i, for tiåret for naturrestaurering (Critchely et al., 2021). Økologisk restaurering er et ungt, men raskt voksende fagfelt (Bullock et al., 2011; Jones et al., 2018; Suding, 2011), og blir omtalt som enhver aktivitet med formål om å igangsette eller akselerere gjenopprettingen av et økosystem fra en degradert tilstand (IPBES, 2018). Økologisk restaurering har potensiale til å tilbakeføre økosystemtjenester, reversere forringelse og øke motstandsdyktigheten i naturen (Wortley et al., 2013), hvis det gjøres på riktig måte. En av naturtypene som har behov for restaurering er slåttemark.

Slåttemark er en seminatural naturtype som gjennom generasjoner med hevd, bestående av årlig slått og i enkelte tilfeller også beite, som har ført til en helt unik artssammensetning (Svalheim et al., 2018). Man kan i de mest artsrike lokalitetene finne opp mot 50 karplantearter per kvadratmeter (Norderhaug & Isdal, 1999). Derfor er slåttemark også et svært viktig habitat for pollinerende insekter og fugler (Donald et al., 2001; Ockinger & Smith, 2007), samtidig som det har vist seg å være et viktig karbonlager (Bullock et al., 2011). De typiske slåttemarkartene krever god lystilgang for å overleve, de er små av vekst og innehar stor biomasse under jordoverflaten. Derfor er slått, og tilhørende fjerning av gras i etterkant, helt essensiell skjøtsel for å bevare et næringsfattig og lysåpent jordsmonn for de typiske slåttemarkplantene (Norderhaug & Isdal, 1999). I løpet av 1900-tallet forsvant om lag 90% av alt slåttemarks-areal i landet (Direktoratet for naturforvaltning, 2009), på grunn av økende bruk av moderne jordbruksmetoder slik som kunstgjødsel, mekanisk utstyr og plantevernmidler (Jakobsson & Pedersen, 2020). Derfor er tiltak mot slike truede naturtyper er satt høyt på dagsordenen hos regjeringen gjennom handlingsplan for naturmangfold (Meld.St. 14 (2015-2016)). Et av de viktigste virkemidlene regjeringen har for å sikre artsmangfoldet er tilskuddsordningen for truede arter og naturtyper, som hvert år bevilges i overkant av 40 millioner kroner (Evju, Hegre, et al., 2020). Tilskuddet brukes blant annet til restaureringsprosjekter, til skjøtsel og andre tiltak som forbedrer økologisk tilstand i slike truede naturtyper (Evju, Hegre, et al., 2020). Et grunnleggende behov i miljøforvaltningen er større kunnskap om tiltakenes effekt (Evju, Brandrud, et al., 2021), men dessverre finnes det ikke gode systemer som legger til rette for dokumentasjon om hva, hvordan og hvor slike prosjekter faktisk utføres (Evju, Pedersen, et al., 2021).

Mangel på dokumentasjon av skjøtselstiltak og restaureringsprosjekter er ikke bare et problem her i Norge, men også internasjonalt (Halldórsson et al., 2013; Suding, 2011). Ofte gjøres det evalueringer innad i prosjektene, men vanligvis blir slik informasjon kun værende i prosjektet, uten at det blir rapportert eller delt med allmennheten (Nilsson et al., 2016). Uten gode overvåkningsdesign og god dokumentasjon på dette, vil verdifull informasjon gå tapt, og videreutviklingen av fagfeltet blir vanskelig (Suding, 2011). Overvåkingen kan designes på mange måter, men enkelte aspekter slik som antall prøveplot, størrelsen på plotene og deres plassering er viktige elementer, og prøveplotene må kunne være representative for de sammensatte miljøforholdene i området (Økland, 1990). Størrelsen på prøveplotene må også

være store nok til å gi grunnlag for videre statistiske analyser (Gann et al., 2019), og samtidig være arealrepresentativ (Field et al., 2007). Økland (1990) anbefaler ruter med en størrelse mellom 0,25m² og 1m² i seminaturlige enger. Overvåkning av restaureringsprosesser gir grunnlag for å forstå hvordan naturen responderer på tiltak, og man vil enklere kunne indentifisere hvilke spesifikke tiltak som faktisk har effekt, og hvilke som ikke har det. Ved overvåkning må spesifikke mål være satt på forhånd, slik at alle involverte har den samme forståelse av prosjektet og hvordan fremgangen skal måles (Gann et al., 2019). Målet vil naturligvis være god tilstand eller en form for bedret økologisk tilstand i økosystemet, selv om mange restaureringsprosjekter sliter med å finne konkrete og godt tilpassede mål (Jones et al., 2018). Hva som defineres som god økologisk tilstand i norske økosystemer er ikke klart, men det pågår arbeid med å få dette på plass (Nybø et al., 2017). Innen forskningen brukes ofte referanser for å evaluere tilstanden.

Referanser gir klare beskrivelser for målet ved et restaureringsprosjekt (Gann et al., 2019), og det menes at bruken av positive referanser, en tilstand man ønsker å restaurere mot, er den mest brukte metoden (Stoddard et al., 2006). En slik form for referanse skal gjenspeile et sunt økosystem med lite forstyrrelser (Stoddard et al., 2006), men det finnes også en god del studier som ikke har benyttet referanser overhode (Evju, Hagen, et al., 2020). Å finne passende referanser kan være utfordrende når naturtypen som restaureres for eksempel er utrydningstruet og kun få forekomster eksisterer. I denne sammenhengen vil det være hensiktsmessig å indentifisere flere potensielle referanser, som ikke nødvendigvis er nærliggende, men som representerer mest mulig samsvarende miljøforhold (Durbecq et al., 2020). Det anbefales minst to referanser for å fange opp dynamikken i et økosystem (Ruiz-Jaen & Aide, 2005). Når referansen eller referansene er på plass, er det ofte et utvalg indikatorer som benyttes for å indentifisere tilstanden i restaureringsområdet, sammenlignet med referansen.

Indikatorer er spesifikke og målbare egenskaper som blir brukt til å måle fremgang over tid (Gann et al., 2019), og som på en enkel måte skal reflektere tilstanden, slik at resultater enkelt skal kunne kommuniseres ut til beslutningstagere (Siddig et al., 2016). Det er ikke mulig å overvåke alt av interesse i et økosystem, og indikatorer bidrar til å redusere antall komponenter som må måles (Carignan & Villard, 2002). Indikatorer er debattert i litteraturen

og blir brukt på mange forskjellige måter, noe som fører til svak overføringsverdi mellom prosjekter (Evju, Hegre, et al., 2020). Indikatorer burde være enkelt målbare, presise (slik at registreringer kan utføres igjen, av andre personer) og sensitive slik at de reagerer på endringer på tiltakene (Tear et al., 2005). En mye brukt indikator for vurdering av økologisk tilstand er artssammensetning av planter (Ruiz-Jaen & Aide, 2005), slik som for eksempel forekomst av forskjellige karplanter i slåttemark. Vegetasjonsstruktur (artssammensetning, slik som aldersfordeling og størrelsesstruktur (Evju, Hegre, et al., 2020)), og økologiske forhold (slik som nitrogeninnhold og kalkinnhold) er også mye brukt i restaureringsøkologien, men brukes i mindre omfang (Ruiz-Jaen & Aide, 2005; Wortley et al., 2013), selv om dette kan underbygge forståelsen av artssammensetningen (Durbecq et al., 2020). Det er også viktig å vurdere hvor mange ganger overvåkingen skal gjentas. Enkelte indikatorer responderer raskt på endringer, mens andre indikatorer bruker lang tid (Evju, Hegre, et al., 2020), derfor er det viktig å utføre overvåkingen over en tilfredsstillende tidsperiode for å kunne fange opp de viktigste effektene (Auestad et al., 2016; Prach et al., 2019).

I Norge eksisterer det en rekke overvåkningsprosjekter som opererer på nasjonal skala. I slike stor-skala overvåkinger tas det vanligvis utgangspunkt i et arealrepresentativt utvalg av områder, som skal gi uttrykk for den generelle tilstanden av en gitt eller flere gitte naturtyper under ett. Blant disse overvåkningsprosjektene har vi blant annet Terrestrisk naturovervåking (TOV), som i hovedsak overvåker langtransportert luftforurensnings påvirkning på vegetasjon, der vanlige arter og naturtyper, hovedsakelig innen verneområder (sju områder) overvåkes (Framstad, 2019). 3Q, tilstandsovervåking og resultatkontroll i jordbrukets kulturlandskap er et annet overvåkningsprosjekt, som ser på alt fra biologisk mangfold, arealstruktur, kulturmiljøer og kulturminner i landets kulturlandskap (Pedersen et al., 2020). I 2019 startet arbeidet med ANO, arealrepresentativ naturovervåking, som skal samle informasjon om økologisk tilstand og forme en helhetlig beskrivelse av status og utvikling i alle norske naturtyper (Tingstad et al., 2019), og programmet har blitt testet ut i fullskala for seminaturlig eng (ASO), og er planlagt i omdrev på fem år (Bär et al., 2021). De overnevnte, nasjonale overvåkningsprosjektene som pågår, klarer ikke fange opp effekter av restaureringstiltak eller andre lignende tiltak som foregår på lokal skala eller i spesifikke økosystemer (Evju, Hegre, et al., 2020), slik som de som omfattes av Miljødirektoratet sin tilskuddsordning.

Derfor, om de resterende fraksjonene av truede naturtyper, slik som slåttemarka skal bestå, er det viktig å etablere enkle og effektive overvåkningsdesign slik at kanskje til og med bonden selv, eller andre interesserte uten spesielt høy økologisk kompetanse, kan kunne bidra med informasjon om hvilke effekter tiltak utført på lokal skala har for naturmangfoldet. Det har blitt utarbeidet forslag om hvordan tiltakenes effekt skal kunne overvåkes gjennom såkalt minimumsovervåkning (Evju, Pedersen, et al., 2021). Dette overvåkningsopplegget skal inneholde et mindre antall indikatorer som med hensikt om å redusere tidsbruk i felt og kreve mindre kompetanse, skal kunne reflektere de største og viktigste effektene av det gitte tiltaket. Slike indikatorer kan være dekningsgrad av positive indikatorer (ønskede arter) eller negative indikatorer (uønskede arter) (Evju, Hegre, et al., 2020), men dette systemet er ikke tatt i bruk per dags dato.

Et lokalitetstilpasset overvåkningsopplegg som benyttes i dag kalles NatStat eller Naturstatus for verneområder. NatStat er en bevaringsmåls-metodikk utviklet av Miljødirektoratet, tilpasset bruk i verneområder (Miljødirektoratet, 2022a). Et bevaringsmål kan for eksempel være at man ikke ønsker forekomst av problemarter (slik som stornesle) i en slåttemark. Overvåkningen foregår ved registrering av enkeltindikatoren i punkt eller i poster langs linjer (heretter kalt transekt), når registreringene er ferdig, beregnes forekomsten delt på totalt antall punkt eller poster og området defineres som i god, middels eller dårlig tilstand (Miljødirektoratet, 2022a). Denne bevaringsmåls-metodikken er et steg i retning av et effektivt overvåkningsdesign, men metoden er dessverre lite vitenskapelig utprøvd, og gir begrensede instruksjoner.

Ved Kaupanger hovedgård og Kaupanger stavkirke pågår det i dag restaurering av tre enger, med mål om å utvikle artsrike slåttemarker. I samband med restaureringen, har økologer fra Høgskolen på Vestlandet satt i gang detaljert overvåkning av både vegetasjon og økologiske variabler i engene sommeren 2020 (Hansen et al., 2021), samtidig har samme overvåkningsdesign blitt etablert i to referanseområder (Eliassen & Øyjordet, 2022). Resultatene fra denne overvåkningen har videre blitt vurdert av bachelorstudentene Regine Eliassen og Elise Øyjordet våren 2022 (Eliassen & Øyjordet, 2022). Dette informasjonsgrunnlaget danner et spesielt godt utgangspunkt for å teste ut kostnadseffektiv overvåkning i praksis. Med bakgrunn i overvåkningsopplegget NatStat, ønsker jeg å teste hvorvidt denne overvåkningsmetodikken klarer å fange opp essensiell informasjon om tilstanden i

Fjøsbakken-engene og samtidig kunne vurdere om metoden kan gi samme indikasjoner om tilstanden som den detaljerte overvåkingen viser. Jeg stiller derfor følgende problemstilling.

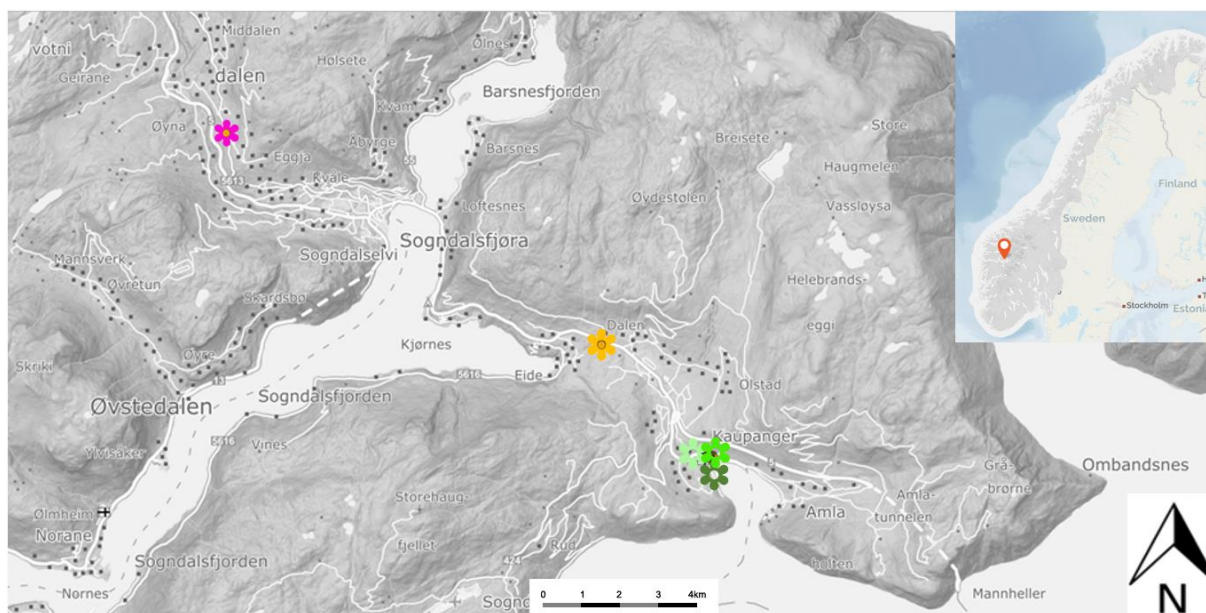
Er NatStat-metoden egnet for å overvåke restaureringsprosessen som pågår i Fjøsbakken-engene?

- 1. Er det store forskjeller mellom restaurert og referanse?*
- 2. Ligner mine resultater på den detaljerte overvåkingen i engene?*
- 3. Hvor mange poster er nødvendig for å trekke gode slutninger?*

2. Metode

2.1 Studieområder

Totalt inngår fem enger i oppgaven. Tre av engene er under restaurering (Fjøsbakken-engene) og to enger fungerer som referanseområder (Lauvhaug og Vollane). De tre Fjøsbakken-engene samt referanseområdet på Vollane ligger innenfor sørboreal vegetasjonssone, mens referanseområdet Lauvhaug ligger innenfor mellomboreal vegetasjonssone, og alle fem enger befinner seg innenfor svakt oseaenisk vegetasjonsseksjon (Artsdatabanken, 2019). Årsnedbøren i Sogndal kommune lå i 2021 på 1261,2mm, og middeltemperaturen var 4,6°C (klimaservicesenter, 2022).



Figur 1. Oversiktskartet viser plasseringen av de fem engene som inngår i oppgaven. Oppe til venstre i lilla farge er Lauvhaug, oransje farge betyr Vollane, og de tre grønntonen beskriver plasseringen av de tre Fjøsbakken-engene

2.1.1 Fjøsbakken-engene

Fjøsbakken-engene består av Fjøsbakken vest, Fjøsbakken øst og Fjøsbakken nedre (figur 2). Berggrunnen består hovedsakelig av Anortositt, og jordsmonnet antas å være svært kalkfattig (Norges geologiske undersøkelser, 2022a), med et stedvis nokså tykt morenemateriale (Norges geologiske undersøkelser, 2022b). Områdene var tidligere et sammenhengende slåttmarks-areal, men etter etablering granfrøplantasje i området på 60-tallet (Hansen et al., 2021), ble arealene adskilt av en ny tilkomstvei. Granfrøplantasjen ble fullstendig avvirket i 2008, og en forvaltningsplan med restaureringstiltak ble etablert (Fimreite, 2012). Som en videreføring ble det i 2012 laget en skjøtels- og tiltaksplan for området (Hansen et al., 2021). Skjøtselstiltakene har siden bestått av fjerning av gran, geiter som beiter og slått i slutten av juli. Det har også blitt utlagt donorhøy fra intakt slåttemark i nærområdet. I 2021 ble det laget en utviklingsplan for engene, samt tilhørende bygningsmasse og andre kulturminner på eiendommen. Målet med planen er blant annet å tilbakeføre artsrike slåttemark og tilrettelegge for pollinerende insekter (Hansen et al., 2021). I samband med prosjektet har det blitt iverksatt detaljert overvåkning som omtales nærmere i kapittel 2.3. Engene defineres i dag som tre separate engar, med varierende skjøtselshistorikk (figur 2).



Figur 2. De tre Fjøsbakken-engenes plassering i forhold til hverandre

Fjøsbakken vest

Fjøsbakken vest er størst, med et areal på 4800m². Enga var i tidligere tider todelt, der øvre del med noe brattere terreng ble brukt som slåttemark, mens nedre deler med flatere terreng ble brukt til åker. Grana i denne enga ble fjernet i 2003, og restaurering ble hovedsakelig igangsatt i 2008, der slått og beite ble inkludert. Det er innslag av et større antall stubber i enga, som har skapt heft under slått, men som anses som et viktig levested for insekter (Hansen et al., 2021). I dag finner man innslag av kulturmark-artene tveskjeggveronika, gjerdevikke og prestekrage, samt uønskede arter som løvetann og hundegras (Eliassen & Øyjordet, 2022).

Fjøsbakken øst

Fjøsbakken øst grenser til Fjøsbakken vest, kun adskilt av et gjerde og har et areal på 1500m². I likhet med Fjøsbakken vest ble grantrærne også fjernet i 2003, og restaureringen har foregått på samme vis. I 2020 ble maurtuer fjernet, og enga mottok frø fra en velutviklet slåttemark på museet de Heibergske samlinger. Enga omtales i dag som hagemark, da den har innslag av søyleeiner og granstubber i nedbrytningsprosess. I sentrum av enga finnes et åpent steinbrudd (Hansen et al., 2021). Enga har flere typiske kulturmarks-arter slik som blåklokke, ryllik og maurearter (Eliassen & Øyjordet, 2022).

Fjøsbakken nedre

Fjøsbakken nedre ligger adskilt fra de andre engene med tilkomstvegen til stavkirka, og har et areal på om lag 3900m². Fjerning av grantrær i enga, samt implementering av restaureringstiltak startet i 2014. I 2017 ble geiter satt ut på beite, i 2020 og 2021 ble røtter, greiner og stubber fjernet i større omgang. Enga har innslag av storvokste trær i ytterkant mot øst og sør, som har ført til forekomster av gaukesyre og skogstorkenebb. I vestre del av enga ser man innslag av nitrogenelskende arter slik som stornesle, da området har blitt brukt som fôrplass til geitene (Hansen et al., 2021). Enga har innslag av kulturmarks-artene tveskjeggveronika, grasstjerneblom og engkvein, men også uønskede arter som hundegras og løvetann (Eliassen & Øyjordet, 2022).

2.1.2 Referanseområdene

Lauvhaug

Lauvhaug befinner seg omtrent 12,4 km i luftlinje fra Fjøsbakken-engene. Enga har et areal på omtrent 3 mål, og har en nokså bratt helning (Fjeldstad et al., 2014). Enga er gjerdet inn, og grenser i øst mot fylkesveg 211, samt en bekk (Austad & Hauge, 2008), mot nord. Enga er prega av lang tids skjøtsel, og defineres i dag som svært viktig A-lokalitet i naturbase (Miljødirektoratet, 2022b). Berggrunnen i området består hovedsakelig av granittisk gneis, med antatt lavt kalkinnhold (Norges geologiske undersøkelser, 2022a), og usammenhengende eller tynt, dårlig sortert morenemateriale (Norges geologiske undersøkelser, 2022b). Skjøtselen bestod i tidligere tider av slått i slutten av juli, der høy enten ble tørket og vendt liggende, eller ved bruk av hesje, og deretter lagt på løa som fortsatt står i enga, samt enkelte år med etter-beite om høsten (Sandvik & Hauge, 2011). I dag blir ikke enga lenger etter-beitet, men slått i slutten av juli ved bruk av slåmaskin og ljà (Austad & Rydgren, 2014), og høyet fraktes vekk etter tørking, uten mellomlagring (Sandvik & Hauge, 2011). Visuelt preges enga av blant annet prestekrage, ryllik, gulaks og engkvein, samt blåklokke, knollerteknapp, tiriltunge og tveskjeggveronika (Austad & Hauge, 2008), i nordligere deler av enga er det et betydelig oppslag av trær og busker (se figur 4). Enga har blitt gjødslet i perioder (Austad & Rydgren, 2014). På grunn av engas kvaliteter, med artssammensetning og vegetasjonsstruktur tilpasset langvarig bruk, har den blitt benyttet som referanseområde for flere forskningsprosjekter (Austad & Hauge, 2008; Nedrelo, 2001) og som donor-eng for blant annet Vollane under etableringen i 1987 (Austad & Hauge, 2008).



Figur 3. Fotografi tatt på Lauvhaug i juli, 2021

Vollane

Vollane er referanseenga som ligger i kortest avstand fra Fjøsbakken-engene, omtrent 3,3 km i luftlinje. Engas areal er omtrent to mål, den ligger 178 meter over havet, og har en nokså flat topografi med små høydeforskjeller. Hoved-bergarten i området er Anortositt, og jorda defineres som svært kalkfattig (Norges geologiske undersøkelser, 2022a), med tynt eller usammenhengende morenemateriale over berggrunn (Norges geologiske undersøkelser, 2022b). Enga har ikke alltid vært brukt som slåttemark, men har i tidligere tider vært brukt som beitelandskap som ble både pløyd og sådd til (Miljødirektoratet, 2018). I dag er enga en del av Sogn folkemuseum, De



Figur 4. Fotografi av referanseområdet Vollane tatt 3. juli 2021

Heibergske samlinger, som viser fram gamle landbrukstradisjoner og bygninger knyttet til dette. Samme år som åpningen av museet ble en skjøtselsplan med tilhørende restaureringstiltak iverksatt for å knytte bygningsmassene sammen med landskapet. I denne sammenhengen startet arbeidet med å restaurere enga, som på den tiden bar preg av forsumping og gjengroing. Restaureringen ble gjort ved hjelp av drenering, oppgraving, harving og med tilførsel av donorhøy fra en eng på Haukåsen, noen kilometer unna (Petterson, 2011). Disse tiltakene ble utviklet i samarbeid med høyskolen på Vestlandet (den gang; Distriktshøyskolen i Sogn og Fjordane) (Austad & Rydgren, 2014). Enga har frem til i dag blitt skjøttet på tradisjonelt vis, med sein slått etterfulgt av hesjing, og periodevis etter-beite om høsten. Etter en kartlegging i 2010 kunne enga vise til hele 62 plantearter, deriblant et større antall typiske og lyskrevende slåttemarks-planter (Petterson, 2011). Enga blir i dag karakterisert som svært verdifull (A-verdi) (Miljødirektoratet, 2018).

2.2 Datagrunnlag

2.2.1 NatStat-metoden

I NatStat settes bevaringsmål for ønsket tilstand i et geografisk avgrenset område (for eksempel en slåttemark). Bevaringsmålet kan være ingen forekomst av problemarten stornesle (enkeltindikator). Enkeltindikatoren blir deretter registrert ved forekomst/fravær i maksimalt 30 poster langs et transekt, antallet poster og antallet transekt virker å være valgfritt, og uten krav om arealrepresentativitet (Miljødirektoratet, 2022a), hva som defineres som en post er uklart. I kartgrunnlaget hos NatStat har jeg observert at antallet poster varierer fra 6-30, og antallet transekt fra 1-4 (Miljødirektoratet, 2022a).

Resultatet beregnes ved å ta antallet poster med forekomst delt på totalt antall poster per transekt (f.eks. funn i 8/10 poster; $8/10 = 0,08$), og blir deretter definert ved grenseverdier for god, middels, eller i dårlig tilstand (tabell 1 og 2) (Miljødirektoratet, 2022a). I mine registreringer har jeg brukt tilstandsvariabelen PRIA indikatorarter og PRPA problemarter. Problemarter etter brukerveiledningen defineres som en art som «ekspanderer eller vandrer inn i en naturtype og endrer artssammensetningen», mens indikatorarter «indikerer en spesiell utforming av en naturtype, eller tilstanden i naturtypen» (Miljødirektoratet, 2022a).

PRIA Indikatorart

<i>Trinn</i>	<i>Tilstandsklasse</i>	<i>Fra</i>	<i>Til</i>
<i>PRIA_0</i>	Dårlig	0,00	0,00
<i>PRIA_1</i>	Middels	0,01	0,06
<i>PRIA_2</i>	God (vanlig)	0,07	0,50
<i>PRIA_3</i>	God (hyppig)	0,51	1,00

Tabell 1. NatStat sin utregning av grenseverdier for vurdering av tilstand for indikatorarter (ønskede arter) (Miljødirektoratet, 2021)

PRPA Problemarter

<i>Trinn</i>	<i>Tilstandsklasse</i>	<i>Fra</i>	<i>Til</i>
<i>PRPA_0</i>	God	0,00	0,00
<i>PRPA_1</i>	Middels	0,01	0,06
<i>PRPA_2</i>	Dårlig (vanlig)	0,07	0,50
<i>PRPA_3</i>	Dårlig (hyppig)	0,51	1,00

Tabell 2. NatStat sin utregning av grenseverdier for vurdering av tilstand for problemarter (uønskede arter) (Miljødirektoratet, 2021)

2.2.2 Feltarbeid sommeren 2021

Valg av arter til registreringene

Jeg registrerte totalt seks arter/artsgrupper etter NatStat-metoden i de fem engene. Artene/artsgruppene er vanlig i store deler av landet, noe som åpner for at personer uten spesielt høy botanisk kompetanse kan gjenta registreringene på et senere tidspunkt. Tre av artene, tveskjeggveronika, prestekrage og blåklokke er typiske slåttemarks-arter (ønskede arter), med marginale behov for nitrogentilførsel i jordsmonn, samt behov for god lystilgang (Bele et al., 2018), (figur 5).



Figur 5. De ønskede artene som inngår i oppgaven, fra venstre prestekrage, blåklokke og tveskjeggveronika, med latinsk navn i parentes

Tveskjeggveronika er en svært vanlig art i slåttemark over hele landet, den trives best under sen slått og helst ikke gjødsling (Bele et al., 2018). Prestekrage trives best i et nitrogenfattig jordsmonn (norderhaug, 1999), og ved opphør i skjøtsel kan arten forekomme 10-15 år etter, før den så forsvinner (Bele et al., 2018). Den siste ønskede arten er blåklokke, en art som anses som spesialist i seminaturlige enger (Walden, 2017 og Wehn, 2018), fordi den har svært liten toleranse for nitrogen i jordsmonn og er avhengig av sen slått (Bele et al., 2018).

De tre resterende artene/artsgruppene har stort nitrogenbehov, og/eller vokser seg svært store ved opphør i slått, og kaster skygge over de ønskede, lyskrevende artene. De tre artene/artsgruppene er alle forekommende ved-vekster samt stornesle og løvetann (figur 6).



Figur 6. De uønskede artene som inngår i oppgaven, fra vestre ved-vekster, løvetann og stornesle, med latinsk navn i parentes

Ved-vekster indikerer gjengroing og etablerer seg kjapt om slått ikke utføres samtidig som slike vekster kan indikere nitrogenrikt jordsmonn, slik blant annet bringebær gjør (Bele et al., 2018). Stornesle reflekterer høyt innhold av nitrogen i jordsmonnet (Bele et al., 2018), og trives best i skyggede omgivelser slik som skog og hekker, men er også vanlig å finne i mer åpne områder slik som beitemark og enger (Taylor, 2009). Den siste uønskede arten løvetann er del av en stor artsgruppe på om lag 1000 forskjellige arter bare her i Norge, noe som gjør det utfordrende å bestemme den på artsnivå (Bele et al., 2018), så derfor har jeg valgt å kun kalle den løvetann. Arten er en svært vanlig vårblomst som trives veldig godt i gjødslede områder med god nitrogentilgang (Bele et al., 2018).

	<i>Tveskjegg- veronika</i>	<i>Prestekrage</i>	<i>Blåklukke</i>	<i>Ved-vekster</i>	<i>Stornesle</i>	<i>Løvetann</i>
<i>Forekomst</i>	Vanlig i slåttemark	Vanlig i slåttemark	Vanlig i slåttemark. Seminaturlig spesialist	Vanlig artsgruppe	Vanlig art	Vanlig art
<i>Indikasjon</i>	Lav nitrogen-tilgang	Lav nitrogen-tilgang	Svært lav nitrogen-tilgang	Gjengroing og/eller god nitrogen-tilgang	God nitrogen-tilgang	God nitrogen-tilgang

Tabell 3. Sammenstilling av artene/artsgruppene. Oversikt over indikatorartenes utbredelse og graden av nitrogen-tilgang artene tolererer

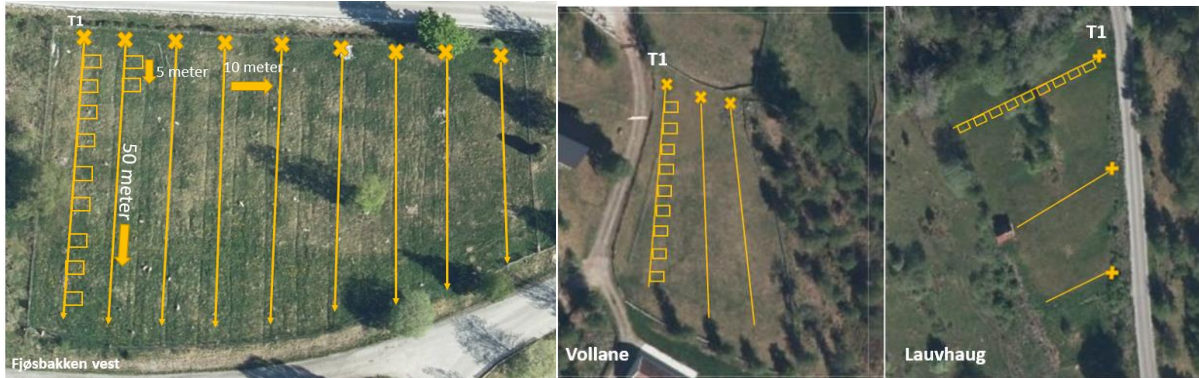
Jeg registrerte de respektive planteartene/indikatorerne i poster langs transekt en metode som vurderes som god i slåttemark for å vurdere endringer i artssammensetning (Evju, Brandrud, et al., 2021). Jeg har tolket en post som rute, og har benyttet med av en rute på 0,5 x 0,5 m. Jeg registrerte hver art som forekomst/fravær (1/0) i hver post (rute) (figur 7 og vedlegg 1). Totalt etablerte jeg 32 transekt og 227 poster fordelt over de fem engene (tabell 4). Jeg brukte sju arbeidsdager på feltarbeidet, og anslagsvis 1-4 minutter for registrering i hver post.

	<i>Fjøsbakken vest</i>	<i>Fjøsbakken øst</i>	<i>Fjøsbakken nedre</i>	<i>Lauvhaug</i>	<i>Vollane</i>
<i>Antall transekt</i>	9	9	8	3	3
<i>Antall poster</i>	80	33	65	18	31
<i>Areal</i>	4800m ²	1500m ²	3900m ²	3000m ²	2000m ²
<i>Postenes dekning</i>	0,42%	0,55%	0,42%	0,15%	0,39%

Tabell 4. Fordeling av transekt og poster i engene, og hvor stor prosent postene utgjør i de ulike engene

Jeg plasserte transektene på Fjøsbakken i øvre, vestre del av engene (figur 7). Deretter strakk jeg et målebånd over til øvre østre del av engene, og hvert transekt ble plassert med 10 meters mellomrom. Start og slutt punkt ble målt inn med differensiell GPS og markert med underjordiske metallrør, slik at overvåkingen kan gjenopptas ved et senere tidspunkt (vedlegg 3). Når startpunkt for hvert transekt var markert, startet jeg med registreringer i postene i ett og ett transekt. Postene hadde en avstand på 5 m (figur 7). Første post ble lagt 6 meter ut fra startpunktet (6m, 11m, 16m osv.).

Jeg satte en fast kompasskurs i hver eng for å sikre lik avstand mellom transektene, og brukte et nytt målebånd for å sikre lik avstand mellom postene. Målebåndene jeg brukte var totalt 50 meter lange, derfor er alle transekt maksimalt 50m, men enkelte transekt stoppet naturlig før målebåndets ende. I referanseområdene ble samme geometri brukt, men avstand mellom transektene er om lag 10 meter ettersom de kun inneholder tre transekt hver. Transektene ble også lagt på en slik måte at de ville «treffe» fastrutene som er brukt til registrering med den detaljerte overvåkningsmetodikken. På Lauvhaug startet første transekt i øvre nordøstlig retning av enga, med retning nedover mot sørvest. På Vollane startet første transekt lagt til nordvestlig hjørne og strukket mot sørvest (figur 7)



Figur 7. Plassering av transekt og ruter i engene på Fjøsbakken. Hvert transekt ligger 10 meter i fra hverandre horisontalt, og hver ruteanalyse ble utført med en avstand på 5 meter. Starten på hvert transekt er illustrert med gule kryss (norgeskart.no)

2.3 Detaljert overvåkning i engene - Supplerende data

Den detaljerte overvåkingen som ble utført sommeren 2020 bestod i Fjøsbakken-engene av totalt 21 tilfeldig utlagte fastruter innen sju objektivt utlagte blokker. Fjøsbakken vest og Fjøsbakken øst inneholder to blokker og 6 ruter hver, mens Fjøsbakken nedre inneholder tre blokker og ni ruter. I referanseområdene har de to engene 3 blokker og 9 fastruter hver. Antall arter og artsantall i feltsjikt samt de økologiske variablene pH, glødetap, jorddybde, skygge, varmeindeks og helning ble registrert (Eliassen & Øyjordet, 2022). Hver rute ble i registreringene delt inn i 16 små-ruter. Våren 2022 har bachelorstudentene Regine Eliassen og Elise Øyjordet vurdert resultatene fra disse registreringene, og fremhevet enkelte aspekter. Av de totalt 39 rutene som ble registrert, hadde ingen av engene lik artssammensetning, men enkelte arter slik som tveskjeggveronika, var godt representert i alle enger. Restaureringsområdene på Fjøsbakken lignet mest på hverandre i artssammensetningen, og det samme gjelder referanseområdene. Det ble funnet signifikant høyere artsantall i referanseområdene med henholdsvis 12-26 per rute, mens i fjøsbakken-engene lå gjennomsnittet på 5-14 per rute. De fant også ut at Lauvhaug hadde flest likhetstrekk med de tre Fjøsbakken-engene, spesielt lik Fjøsbakken vest, noe som gjør at enga egner seg bedre som referanse enn det Vollane gjør (Eliassen & Øyjordet, 2022).

2.4 Statistiske analyser

Reduksjon av datasett

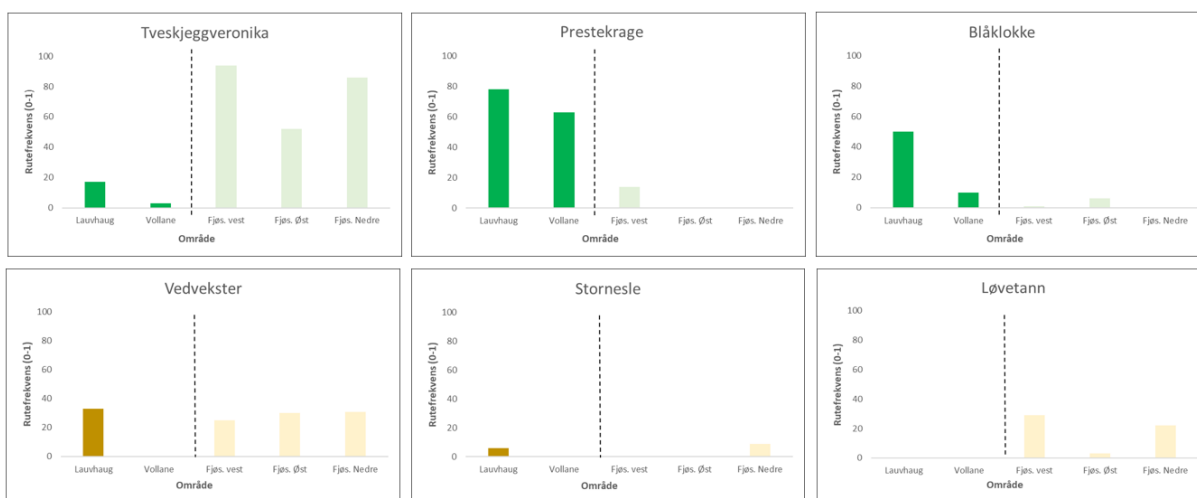
For å kunne vurdere hvorvidt NatStat-metoden fanger opp viktig informasjon om tilstanden i de tre Fjøsbacken-engene har jeg redusert antallet poster i hver eng. I NatStat brukes som nevnt mellom 1-4 transekt, noe som gir færre antall poster enn hva jeg har registrert i denne oppgaven. Til dette brukte jeg statistikkprogrammet R (R Development Core Team, 2020), der jeg lagde nye, reduserte datasett ved å trekke poster tilfeldig, uten tilbake-legging. Antallet poster stod i forhold til det totale antallet poster i hver av de tre engene. Hvert post-utvalg ble trukket ti ganger hver, og jeg har satt en grenseverdi på 1%, 7% og 51% for variasjon i proporsjoner av disse trekningene (vedlegg 2). Jeg har valgt dette på bakgrunn av NatStat sine grenseverdier for god, middels og dårlig tilstand (tabell 1 og 2).

3.Resultat

3.1 Forskjeller og likheter i forekomst av indikatorartene i Fjøsbakken-engene og referanseområdene

Jeg fant varierende forekomster av de ulike artene/artsgruppene i de fem engene. De største kontrastene fant jeg blant de ønskede artene (figur 8). I Fjøsbakken-engene var det generelt høye forekomster av tveskjeggveronika (Rutefrekvensen varierer mellom 86-94), mens i referanseområdene var det i gjengjeld lite å finne av arten (Rf. 3 og 17). Prestekrage derimot, hadde de klart høyeste forekomstene i referanseområdene med en rutefrekvens på 63 og 78, mens av fjøsbakken-engene, hadde kun Fjøsbakken vest forekomster av arten (Rf. 14). Blåklokke hadde også klart høyest forekomst i referanseområdene, der Lauvhaug kunne vise til spesielt høye forekomster med rutefrekvens på 50, mens Vollane derimot hadde nokså lav forekomst (Rf. 10). I Fjøsbakken-engene var blåklokke nærmest ikke til stede (Rf. Varierte mellom 1-6). Av referanseområdene hadde Fjøsbakken vest de høyeste forekomstene av ønskede arter.

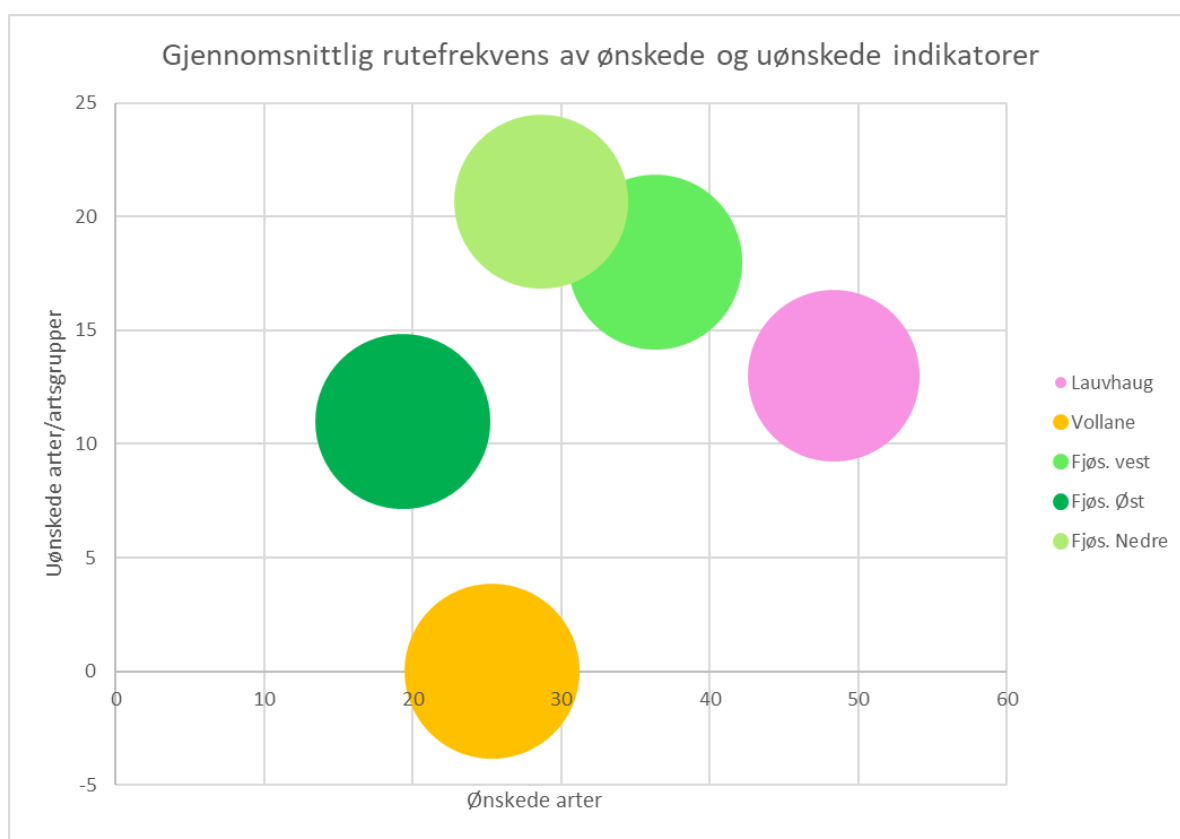
Av de uønskede artene fant jeg moderate forekomster av ved-vekster i alle Fjøsbakken-engene (Rf. 25, 30, 31), samt tilsvarende mengder i referanseområdet på Lauvhaug (Rf.33). Referanseområdet Vollane hadde ingen forekomster av de uønskede artene/artsgruppene. Stornesle hadde jevnt over svært lave forekomster i alle fem engene, men svake forekomster fant jeg på Lauvhaug (Rf.6) og i Fjøsbakken nedre (Rf.9). Løvetann, fant jeg ikke i referanseområdene, men moderat høye forekomster i Fjøsbakken vest (Rf. 29) og Fjøsbakken nedre (Rf.3). De høyeste forekomstene av uønskede arter fant jeg i Fjøsbakken nedre (figur 8).



Figur 8. Rutefrekvens av de tre ønskede artene (grønntoner) og de tre uønskede artene (bruntoner) i de fem engene

3.2 Gjennomsnittlig rutefrekvens av ønskede og uønskede arter/artsgrupper

På generelt grunnlag viser referanseområdet Lauvhaug den høyeste gjennomsnittlige rutefrekvensen av ønskede arter, etterfulgt av restaureringsområdet Fjøsbakken vest (figur 9). Videre kommer Fjøsbakken nedre, referanseenga Vollane og til slutt Fjøsbakken øst med den laveste gjennomsnittlige rutefrekvensen av ønskede arter. Den høyeste gjennomsnittlige rutefrekvensen av uønskede arter har Fjøsbakken nedre, enga som har vært under restaurering i kortest tidsrom. Tett etterfulgt av Fjøsbakken nedre kommer Fjøsbakken vest, deretter Lauvhaug, Fjøsbakken øst og til slutt Vollane som ikke hadde noen forekomster av uønskede arter.



Figur 9. Fordeling av engene etter gjennomsnittlig rutefrekvens av ønskede arter (x-akse) og uønskede arter (y-akse)

3.3 Tilstanden ved bruk av NatStat sine grenseverdier

I Fjøsbakken vest og Fjøsbakken øst varierte tilstanden mellom god, middels og dårlig på bakgrunn av de ulike artene/artsgruppene. Det er den nokså høye frekvensen av de uønskede artene/artgruppene ved-vekster og løvetann som utgjorde dette. Hyppige forekomster av tveskjeggveronika og prestekrage fører til at tilstanden var god, mens en lav frekvens av blåklokke henviser til middels tilstand (tabell 5 og 6).

I Fjøsbakken øst varierer også tilstanden mellom god, middels og dårlig. Det er den nokså høye frekvensen av tveskjeggveronika, samt ingen forekomst av stornesle som gav dette utslaget. Middels tilstand defineres av nokså lav frekvens med blåklokke, og forekomst av løvetann i enga. Dårlig tilstand blir definert av ingen forekomst av den ønskede arten prestekrage, og den nokså høye frekvensen av ved-vekster i enga.

I Fjøsbakken nedre varierte tilstanden kun mellom god og dårlig. Det var kun den høye frekvensen av tveskjeggveronika i enga som førte til god tilstand. De resterende artene/artsgruppene, henviste til dårlig tilstand, men ingen forekomster av prestekrage og blåklokke, og for høy frekvens av de uønskede artene jevnt over.

I referanseområdet Lauvhaug er tilstanden god for prestekrage, blåklokke og løvetann. Tilstanden er middels for tveskjeggveronika og stornesle, og dårlig for ved-vekster. Vollane hadde ingen uønskede arter i mine poster, dermed god tilstand. Tilstanden er også god for prestekrage og blåklokke, mens den er middels for tveskjeggveronika.

PRIA	<i>Fjøsbakken vest</i>		<i>Fjøsbakken øst</i>		<i>Fjøsbakken nedre</i>		<i>Lauvhaug</i>		<i>Vollane</i>	
Indikatorart	Frekvens	Tilstand	Frekvens	Tilstand	Frekvens	Tilstand	Frekvens	Tilstand	Frekvens	Tilstand
<i>Tveskjeggveronika</i>	0,94	God (hyppig)	0,52	God (hyppig)	0,86	God (hyppig)	0,17	Middels	0,03	Middels
<i>Prestekrage</i>	0,14	God (vanlig)	0,06	Middels	0,00	Dårlig	0,50	God (vanlig)	0,10	God (vanlig)
<i>Blåklokke</i>	0,01	Middels	0,00	Dårlig	0,00	Dårlig	0,78	God (hyppig)	0,63	God (hyppig)
<i>Gjennomsnitt</i>	0,36	God (vanlig)	0,19	God (vanlig)	0,28	God (vanlig)	0,48	God (vanlig)	0,25	God (vanlig)

Tabell 5. Frekvens og tilstand i Fjøsbakken-engene, og hvilken tilstand hver av de ønskede artene gir i følge grenseverdiene

PRPA *Fjøsbakken vest* *Fjøsbakken øst* *Fjøsbakken nedre* *Lauvhaug* *Vollane*

Problemarter

	Frekvens	Tilstand	Frekvens	Tilstand	Frekvens	Tilstand	Frekvens	Tilstand	Frekvens	Tilstand
<i>Ved-vekster</i>	0,25	Dårlig (vanlig)	0,30	Dårlig (vanlig)	0,31	Dårlig (vanlig)	0,33	Dårlig (vanlig)	0,00	God
<i>Stornesle</i>	0,00	God	0,00	God	0,09	Dårlig (vanlig)	0,06	Middels	0,00	God
<i>Løvetann</i>	0,29	Dårlig (vanlig)	0,03	Middels	0,22	Dårlig (vanlig)	0,00	God	0,00	God
<i>Gjennom-snitt</i>	0,18	Dårlig (vanlig)	0,11	Dårlig (vanlig)	0,21	Dårlig (vanlig)	0,13	Dårlig (vanlig)	0,00	God

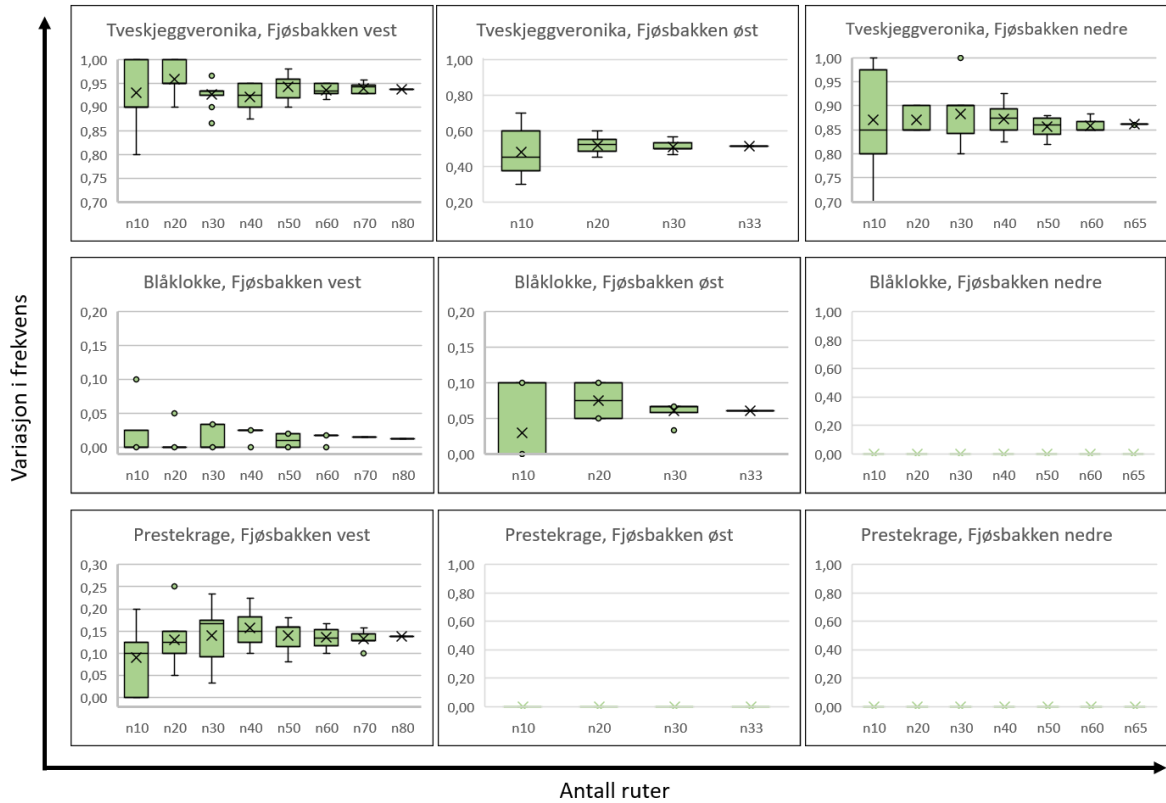
Tabell 6. Frekvens og tilstand i Fjøsbakken-engene, og hvilken tilstand hver av de uønskede artene gir i følge grenseverdiene

3.4 Hvor mange poster er nødvendig for å få et presist resultat?

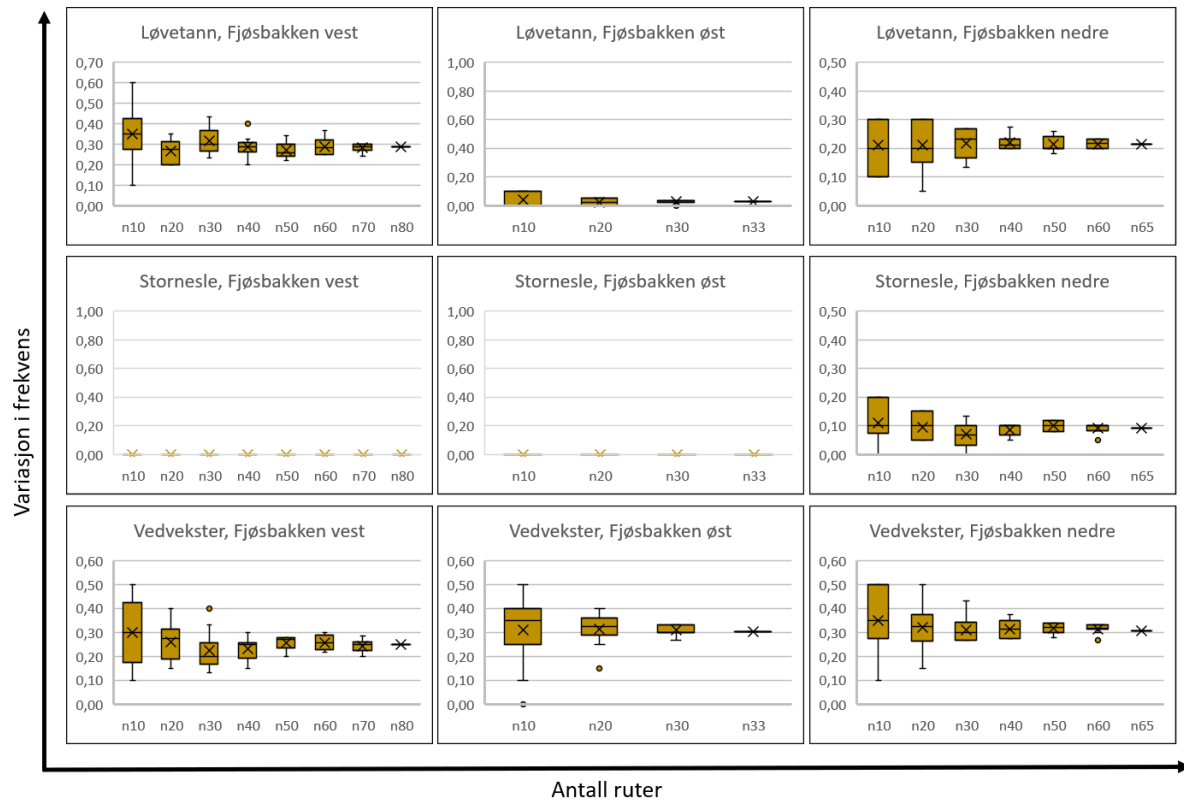
Antallet poster registrert i engene gav store utslag på hvor godt resultatet predikerer den virkelige forekomsten som presenteres i det totale datasettet for hver eng. Fjøsbakken vest har totalt 80 poster (n80), Fjøsbakken øst har totalt 33 poster (n33) og Fjøsbakken nedre har totalt 65 poster (n65) (figur 10 og 11). På generelt grunnlag viser figurene at et få antall poster gir høyere variasjon i frekvensen av de ulike artene/artsgruppene i de tre engene, men når jeg øker antallet poster registrert (n10 -> n20 -> n30 -> n40 osv.), ser man at variasjonen i frekvensen av hver art/artsgruppe reduseres, samtidig som medianen og gjennomsnittet stabiliserer seg og ligner mer og mer på verdiene i det totale datasettet i hver av de tre engene (vedlegg 2 a, b, c).

Som et eksempel velger jeg blåklokke i Fjøsbakken øst (figur 10). Ved å registrere forekomst av arten i kun 10 poster (n10), gir det en variasjon i frekvens på 10%, en median på 0,00 noe som tilsier at majoriteten av trekningene viser ingen forekomst, og gjennomsnittet blir 0,03 (vedlegg 2b). Øker jeg antallet poster til 30 (n30), reduseres variasjonen til 4%, median blir 0,07 og gjennomsnittet blir 0,06, og ligner betraktelig mer på verdiene i det totale datasettet, som har frekvens på 0,06 (6% forekomst) (vedlegg 2b).

Ved å benytte meg av grenseverdien på 1% viser dette at jeg må benytte totalt datasett (n80, n65 og n33) i hver av Fjøsbakken-engene. En grenseverdi på 7% tillater en reduksjon fra totalt antall poster til 56 poster i Fjøsbakken nedre (14% reduksjon), mens totalt datasett fortsatt er nødvendig i de to resterende engene. En grenseverdi på 51% tillater tilsynelatende færre enn 10 poster i engene (vedlegg 2 a, b, c).



Figur 10. Boks-plot for de tre ønskede artene i tre Fjøsbakken-engene. Plottet viser variasjon i proporsjoner ved økende antall poster som varierer fra 10 poster (n10) og opp til 80 poster (n80) i Fjøsbakken vest, opptil 65 poster (n65) i Fjøsbakken nedre og 33 poster (n33) i Fjøsbakken øst. Y-aksens verdier varierer for en best mulig presentasjon av resultatet.



Figur 11. Boks-plot for de tre uønskede artene i Fjøsbakken-engene. Plottene viser variasjon i proporsjoner ved økende antall poster som varierer fra 10 poster (n10) til 80 poster (n80) i Fjøsbakken vest, 10-33 i Fjøsbakken øst og 10-65 i Fjøsbakken nedre. Y-aksens verdier varierer for best mulig presentasjon av resultatet.

4. Diskusjon

4.1 Forskjeller mellom Fjøsbakken-engene og de to referanseområdene, stemmer resultatene med den detaljerte metoden?

Basert på mine funn er det svært store forskjeller mellom Fjøsbakken-engene og referanseområdene blant de ønskede artene. Ser man utelukkende på disse gir Fjøsbakken vest tegn til å være mest lik referanseområdene. Ser man på de uønskede artene er forskjellene betraktelig lavere. Dessuten gir resultatene også indikasjoner på at referanseområdene er nokså forskjellige, noe som stemmer overens med resultatene fra det detaljerte overvåkningsprosjektet i engene (Eliassen & Øyjordet, 2022), og her kommer poenget om viktigheten ved å bruke flere referanser frem (Ruiz-Jaen & Aide, 2005).

Vurderes utelukkende de uønskede artene, indikerer Lauvhaug flest likhetstrekk med Fjøsbakken-engene. Dette stemmer overens med det mer detaljerte overvåkningsopplegget, som fant klare og tydelige tegn til at Lauvhaug egner seg best som referanseområde for Fjøsbakken-engene (Eliassen & Øyjordet, 2022). Lauvhaug ligger lenger unna Fjøsbakken-engene enn Vollane, og derfor er det ikke nødvendigvis den mest nærliggende referansen som representerer de best samsvarende økologiske forholdene (Durbecq et al., 2020). Ved bruk av de seks indikatorartene jeg har valgt ut vil jeg være påpasselig med å trekke sterke slutninger om tilstanden i de tre restaurerings-engene, da resultatene ikke fullt ut gir klare og tydelige svar, slik Eliassen & Øyjordet (2022) kunne vise til med bakgrunn i et finere oppløst datasett med vurdering av artssammensetning og økologiske variabler.

Likevel gir de seks utvalgte indikatorartene svake indikasjoner på tilstanden, men i et heller grovt trekk. For å kunne vurdere hvorvidt de seks artene responderer på effekter av tiltakene som blir gjort, er det helt nødvendig, slik (Auestad et al., 2016) argumenterer for, å utføre overvåkingen over en tilstrekkelig tidsperiode. Resultatene fra denne oppgaven viser kun et øyeblikksbilde, men det vil være interessant å se hvorvidt forekomstene endres over tid. Flere trekk ved artene tilsier at de skal kunne benyttes som indikatorer for innholdet av nitrogen, samt hvilken effekt slått har på vegetasjonen. Tveskjeggveronika forekommer vanligvis i lavproduktive og åpne økosystemer (Dale & Causton, 1992), og trives aller best med lave nitrogenforekomster (Bele et al., 2018).

Blåklokke anses å være en seminaturlig spesialist (Walden et al., 2017; Wehn et al., 2018), og har blant annet vist seg å være vanskelig å etablere i slåttemarks-preget vegkant på Vestlandet (Rydgren et al., 2010), noe som tilsier at arten er kravstor til miljøet sitt. Både blåklokke og prestekrage er karakteristiske slåttemark-arter med smal nitrogen-toleranse (Bele et al., 2018; Norderhaug & Isdal, 1999). Ved-vekster kan både være tegn til nitrogenrikt jordsmonn, slik som bringebær henviser til (Bele et al., 2018), men de kan også være tegn på gjengroing og avtatt slått (Norderhaug & Isdal, 1999). Det er ikke ønskelig med store mengder ved-vekster i slåttemark, hvis de først etablerer seg og ikke holdes nede av slått vil de enkelt kunne spre seg, og gjengroingen går raskt (Norderhaug & Isdal, 1999). Løvetann gir klare tegn til nitrogenrikt jordsmonn (Norderhaug & Isdal, 1999), noe også stornesle gjør (Falkengren-Grerup & Schottelndreier, 2004; Taylor, 2009). Slike nitrofile arter fører til at de typiske slåttemarks-artene utkonkurreres (Bobbink et al., 1998).

De totalt seks indikator-artene/-artsgruppene ble valgt fordi de er enkle å identifisere, samt at de er vanlige å finne over store deler av landet (Bele et al., 2018), noe som legger til rette for at identifisering går raskt, samtidig som det åpner for at personer uten spesielt høy botanisk kompetanse kan gjenta registreringene ved et senere tidspunkt. I forvaltninga er det ønskelig med slike enkle indikatorer for å vurdere økologisk tilstand (Lindenmayer & Likens, 2011). Enkle indikatorer appellerer godt til beslutningstagere fordi det er en kostnadseffektiv måte å vurdere tilstanden på (Carignan & Villard, 2002; Lawley et al., 2016). Et kritisk aspekt er å velge egnede indikatorer (Siddig et al., 2016), som både oppfyller krav om at de lett kan identifiseres, men også være sensitive for endringer (Tear et al., 2005). Men selv om mye positive ord blir sagt om bruken av enkle indikatorer, setter enkelte seg kritiske spørsmål. Det argumenteres blant annet for at en enkelt indikator ikke klarer å reflektere det komplekse systemet et slikt økosystem representerer, og dermed ikke fullt ut kan gi pålitelige resultater (Lindenmayer & Likens, 2011).

Likevel argumenteres det for at bruken av slike enkle indikatorer fører til at sannsynligheten for at overvåkningen faktisk gjentas, øker (Prach et al., 2019). Her i Norge er indikatorer som reflekterer god økologisk tilstand i seminaturlige naturtyper ikke bestemt, men arbeid med å finne slike egnede indikatorer pågår (Nybø et al., 2017). Fordelene og ulempene er ikke godt nok forstått (Lindenmayer & Likens, 2011), og det er derfor vanskelig å velge ut egnede indikatorer (Durigan & Suganuma, 2015; Siddig et al., 2016). Indikatorene som brukes i NatStat velges ut av de lokale myndighetene (ofte statsforvalter) (Miljødirektoratet, 2022a) og jeg er usikker på hvilket vurderingsgrunnlag valget av disse artene bærer i.

4.2 Overvåkningsdesign

Jeg valgte i tråd med overvåkningsmetodikken i NatStat å registrere forekomst/fravær av indikatorarter og problemarter i poster langs linjer (Miljødirektoratet, 2022a). I mitt tilfelle gikk jeg subjektivt til verks ved å plassere transekt og poster med faste avstandsintervaller jevnt fordelt utover eng-arealene. I NatStat brukes vanligvis 1-4 transekt og 6-30 poster, og det er ikke et krav til arealrepresentativitet (Miljødirektoratet, 2022a). Ved å registrere for få poster per areal (pga. få transekt) kan man risikere at resultatet blir for ujevnt til å kunne gi nøyaktige resultater (Hirzel & Guisan, 2002), og det kan også ved ujevnheter i den geografiske spredningen av arter i et område, føre til et misvisende bilde av den virkelige spredningen (Sandvik & Sæther, 2012). Et arealrepresentativt utvalg observasjonsenheter er en viktig faktor for å trekke slutninger for hele lokaliteten (Field et al., 2007; Framstad, 2013). Man må finne en balanse. For mange observasjonsenheter vil potensielt utnytte dyrebare ressurser, mens for få fører til dårlig grunnlag for å trekke gode konklusjoner (Baasch et al., 2010), men samtidig må man ha nok observasjonsenheter til at usikkerheten i resultatene er lavt nok til å gi pålitelige resultater (Framstad, 2013).

Resultatene mine viser at ved få antall poster er variasjonen i frekvens stor, og gir svært ustødige prediksjoner av det opprinnelige, totale antallet poster registrert i hver eng. Ved bruk av for eksempel, tilstandsvariabelen PRIA indikatorart, er det små marginer mellom dårlig og middels tilstand, dårlig tilstand defineres som 0% forekomst, mens middels tilstand kan oppnås allerede ved 1% forekomst i et datasett, uavhengig av størrelsen på datasettet (antallet transekt/poster). Dersom det gjøres registreringer i 10 poster i en eng og 1/10 poster inneholder en indikatorart (ønsket art), tilsier dette at indikatorarten har god tilstand ettersom den oppnår en forekomst på 10% (>7%). Hvis dette er datasettet man har til rådighet, når vil man da kunne vurdere hvorvidt arten er i middels tilstand? Hvis hensikten kun er å lete etter store endringer, så kan et fåtall observasjonsenheter være nok, men for å fange opp de små forskjellene kreves en finere oppløsning i datamaterialet (Legg & Nagy, 2006).

Resultatene ved bruk av grenseverdiene for god, middels eller dårlig tilstand slik NatStat vurderer (Miljødirektoratet, 2022a), gav sprikende resultater i alle de fem engene. Et annet aspekt i resultatet mitt ved bruken av slike grenseverdier dukket også opp. I Fjøsbakken vest fant jeg kun en post med forekomst av blåklokke, noe som gav en frekvens på 0,01 (1%), innenfor hva som karakteriseres som middels tilstand. I et generelt perspektiv tilsier middels tilstand en mellomting mellom god og dårlig. Forvaltningsmessig kan dette potensielt føre til at tiltak ikke iverksettes, da tilstanden ikke er utpreget dårlig. Kanskje forekom kun ett individ av blåklokke? Da er det vanskelig å forstå at tilstanden for arten er middels i et eng-areal på 4800m².

For å løse en slik utfordring vil den enkleste metoden for å sikre best mulig data være å ha store datasett/mange observasjonsenheter, men dette krever høyere ressursbruk (Legg & Nagy, 2006). I realiteten må det gjøres avveininger mellom de helt fundamentale problemstillingene tidsperspektiv, omdrev av registreringer og størrelsen på datasettet (antall observasjonsenheter) (Baasch et al., 2010). Forvaltninga ønsker seg ofte raske svar. Jeg anbefaler å teste ut finere oppløsning, ved bruk av en fast rutestørrelse på 0,25m² slik man anbefaler i seminaturalige enger (Økland, 1990), delt inn i mindre ruter, da dette vil føre til et mer nyansert resultat som stemmer bedre overens med slike fine grenseverdier. Jeg antar at finere inndeling vil føre til en viss økning i tidsbruk, men jeg mener at dette vil være mer tidseffektivt, enn å øke antallet poster. Blir overvåkingen for dyr og komplisert, vil den ikke bli gjennomført (Hobbs & Harris, 2001).

5. Konklusjon og videre anbefalinger

I denne oppgaven har jeg testet ut hvorvidt overvåkningsmetodikken i NatStat for PRIA indikatorart og PRPA problemarter (Miljødirektoratet, 2022a), fungerte for vurdering av tilstanden i Fjøsbakken-engene. Overvåkning byr på flere utfordringer og for å kunne gjøre den mest mulig meningsfull er det nødvendig å konfrontere slike utfordringer direkte (Field et al., 2007). Overvåkningen har som formål å fange opp endringer over tid, og om tiltakene som iverksettes fungerer eller ikke (Gann et al., 2019). Slik kunnskap er nødvendig for en effektiv og god restaureringsprosess. Men hva er godt nok? Ut ifra mine resultater kan jeg ikke bestemme hvor mange observasjonsenheter/poster man skal registrere i, men grenseverdiene som representerer lave forekomster (dårlig og middels tilstand for indikatorarter, eller god og middels tilstand for problemarter) viser i mine resultater å ikke være godt nok tilpasset mengden data (antallet poster) som vanligvis registreres. Som en forholdsvis enkel justering, anbefaler jeg at poster assosieres med ruteanalyser, delt i fire mindre ruter, slik at oppløsningen i datasettet forhåpentligvis i høyere grad vil fange opp et mer nyansert bilde, bedre tilpasset grenseverdiene, uten at det går på stor bekostning av tidsbruken i felt. De seks utvalgte indikatorartene viser kun et øyeblikksbilde, og jeg anbefaler å følge opp disse over tid, for å finne ut hvorvidt artene responderer på endringer over tid.

En viktig lærdom fra denne oppgaven er at penger og ressurser alltid er en begrensning. Med ubegrensede ressurser, hadde ikke arbeid slik som denne oppgaven eksistert. Forvaltningen har dessverre ikke de samme fordelene som en forsker, nemlig å kunne bruke all verdens tid på å dykke ned i forskningen, derfor er god kommunikasjon mellom disse en svært viktig faktor for suksess (Field et al., 2007).

Økologisk restaurering blir ansett som et svært viktig hjelpemiddel for å snu tapet av biologisk mangfold. Om en skal leve opp til slike forventninger krever det nøye planlegging, og innsikt i problemstillinger, slik som dem jeg har presentert i denne oppgaven.

6. Referanser

- Artsdatabanken. (2019). *Natur i Norge*. Artsdatabanken.
https://nin.artsdatabanken.no/Natur_i_Norge?kartlag
- Auestad, I., Rydgren, K., & Austad, I. (2016). Near-natural methods promote restoration of species-rich grassland vegetation-revisiting a road verge trial after 9 years. *Restoration Ecology*, 24(3), 381-389. <https://doi.org/10.1111/rec.12319>
- Austad, I., & Hauge, L. (2008). *Supplerande kartlegging av biologisk mangfold i jordbrukets kulturlandskap, inn- og utmark, i Sogn og Fjordane*. D. f. naturforvaltning.
<https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/publikasjoner-fra-dirnat/dn-utredninger/supplerande-kartlegging-av-biologisk-mangfold-i-jordbrukets-kulturlandskap-inn-og-utmark-i-sogn-og-fjordane/>
- Austad, I., & Rydgren, K. (2014). Etablering av slåtteeing. Resultat fra et forsøk på De Heibergske Samlinger - Sogn folkemuseum. *Blyttia*, 72, 16.
https://nhm2.uio.no/botanisk/nbf/blyttia/blyttia_pdf/Blyttia201401_HELE_SKJERM.pdf
- Bele, B., Norderhaug, A., Auestad, I., & Kvamme, M. (2018). *Bonden sin kulturmarksflora for Vestlandet* (Vol. 4(7)2018). NIBIO. <http://hdl.handle.net/11250/2561360>
- Bobbink, R., Hornung, M., & Roelofs, J. G. M. (1998). The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *Journal of Ecology*, 86(5), 717-738. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.1998.8650717.x>
- Bullock, J. M., Aronson, J., Newton, A. C., Pywell, R. F., & Rey-Benayas, J. M. (2011). Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution*, 26(10), 541-549.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.06.011>
- Bär, A., Solbu, E., & Johansen, L. (2021). *Full-skala nasjonal arealrepresentativ overvåkning av semi-naturlig eng (ASO)* (M-2152). (NIBIO-rapport, Issue. NIBIO.
<https://hdl.handle.net/11250/2837619>
- Baasch, A., Tischew, S., & Bruelheide, H. (2010). How much effort is required for proper monitoring? Assessing the effects of different survey scenarios in a dry acidic grassland. *Journal of Vegetation Science*, 21(5), 876-887.
<https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2010.01193.x>
- Carignan, V., & Villard, M. A. (2002). Selecting indicator species to monitor ecological integrity: A review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 78(1), 45-61.
<https://doi.org/10.1023/a:1016136723584>
- Critchely, W., Harari, N., & Mekdaschi-Studer, R. (2021). Restoring life on the land: The role of sustainable land management in ecosystem restoration, .

<https://www.decadeonrestoration.org/publications/restoring-life-land-role-sustainable-land-management-ecosystem-restoration>

- Dale, M. P., & Causton, D. R. (1992). THE ECOPHYSIOLOGY OF VERONICA-CHAMAEDRYS, V-MONTANA AND V-OFFICINALIS .1. LIGHT QUALITY AND LIGHT QUANTITY. *Journal of Ecology*, 80(3), 483-492. <https://doi.org/10.2307/2260692>
- Direktoratet for naturforvaltning. (2009). *Handlingsplan for slåttemark* (Vol. 2009:6). Norsk institutt for naturforvaltning. <https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/publikasjoner-fra-dirnat/dn-rapporter/handlingsplan-for-slattemark/>
- Donald, P. F., Green, R. E., & Heath, M. F. (2001). Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 268(1462), 25-29. <https://doi.org/10.1098/rspb.2000.1325>
- Durbecq, A., Jaunatre, R., Buisson, E., Cluchier, A., & Bischoff, A. (2020). Identifying reference communities in ecological restoration: the use of environmental conditions driving vegetation composition. *Restoration Ecology*, 28(6), 1445-1453. <https://doi.org/10.1111/rec.13232>
- Durigan, G., & Suganuma, M. S. (2015). Why species composition is not a good indicator to assess restoration success? Counter-response to Reid (2015). *Restoration Ecology*, 23(5), 521-523. <https://doi.org/10.1111/rec.12272>
- Eliassen, R., & Øyjordet, E. (2022). *Restaurering av slåtteeenger på Kaupanger: Betydningen av referansevalg*, Høgskolen på Vestlandet].
- Evju, M., Brandrud, T. E., Bratli, H., Endrestøl, A., Hanssen, O., Hassel, K., Lyngstad, A., Mjelde, M., Olsen, S. L., Stabbetorp, O., Stokke, B. G., Svalheim, E., Sverdrup-Thygeson, A., Pål A. Thorvaldsen, Velle, L. G., Øien, D.-I., Pedersen, B., Sydenham, M. A. K., Framstad, E., & Vassvik, L. (2021). *Overvåking av effekter av tiltak for prioriterte arter og utvalgte naturtyper. Bakgrunnsdokumenter* (NINA Rapport; 1974). Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2735571>
- Evju, M., Hagen, D., Kyrkjeeide, M. O., & Kohler, B. (2020). Learning from scientific literature: Can indicators for measuring success be standardized in "on the ground" restoration? *Restoration Ecology*, 28(3), 519-531. <https://doi.org/10.1111/rec.13149>
- Evju, M., Hegre, H., Lyngstad, A., Svalheim, E., Thorvaldsen, P., Tingstad, L., Velle, L. G., Øien, D.-I., & Framstad, E. (2020). *Overvåking av effekter av tiltak for truede arter og naturtyper* (NINA Rapport;1816). Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2653653>
- Evju, M., Pedersen, B., Sydenham, M. A. K., & Framstad, E. (2021). *Overvåking av effekter av tiltak for truet natur. Strategier, kostnader og prioriteringer*. (NINA rapport 1975). Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2735576>

- Falkengren-Grerup, U., & Schottelndreier, M. (2004). Vascular plants as indicators of nitrogen enrichment in soils. *Plant Ecology*, 172(1), 51-62.
<https://doi.org/10.1023/B:VEGE.0000026033.43070.e9>
- Field, S. A., O'Connor, P. J., Tyre, A. J., & Possingham, H. P. (2007). Making monitoring meaningful. *Austral Ecology*, 32(5), 485-491. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2007.01715.x>
- Fimreite, G. (2012). *Skjøtsels og tiltaksplan for kaupanger hovedgård*.
- Fjeldstad, H., Flynn, K. M., Gaarder, G., & Hanssen, U. (2014). *Biologisk mangfold i Sogndal kommune - Supplerende naturtypekartlegging i 2011* (32). F. i. S. o. Fjordane.
<https://www.statsforvalteren.no/siteassets/utgatt/fm-sogn-og-fjordane/dokument-fmsf/miljo-og-klima/naturmangfold/sogndal-2014.pdf>
- FN. (2020, 22.12.2020). *Konvensjon om biologisk mangfold*. FN-Sambandet.
<https://www.fn.no/om-fn/avtaler/miljoe-og-klima/konvensjon-om-biologisk-mangfold>
- Framstad, E. (2013). *Overvåkning av handlingsplanarter og -naturtyper. Kriterier for valg av overvåkningsopplegg*. (NINA Rapport;971). Norsk institutt for naturforskning.
<http://hdl.handle.net/11250/2384992>
- Framstad, E. (2019). *Terrestrisk naturovervåkning 2020: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater* (NINA Rapport;1972).
<https://hdl.handle.net/11250/2734736>
- Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J., Hallett, J. G., Eisenberg, C., Guariguata, M. R., Liu, J. G., Hua, F. Y., Echeverria, C., Gonzales, E., Shaw, N., Decler, K., & Dixon, K. W. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology*, 27, S3-S46. <https://doi.org/10.1111/rec.13035>
- Halldórsson, G., Aradóttir, Á., Fosaa, A. M., Hagen, D., Nilsson, C., Raulund-Rasmussen, K., Skringo, A., Svavarsdóttir, K., & Tolvanen, A. (2013). ReNo Restoration of damaged ecosystems in the Nordic countries. *Tema Nord*, 2012.
https://www.researchgate.net/publication/258495591_ReNo_Restoration_of_damaged_ecosystems_in_the_Nordic_countries
- Hansen, H. A., Berstad, Å.-B., Auestad, I., & Knagenhjelm, C. (2021). *Opplivingslandskap Kaupanger: Utviklingsplan for restaurering, skjøtsel og formidling av kulturlandskap ved Kaupanger stavkyrkje og Kaupanger Hovedgård* (2535-8103 978-82-93677-46-8). <https://hdl.handle.net/11250/2831266>
- Hirzel, A., & Guisan, A. (2002). Which is the optimal sampling strategy for habitat suitability modelling. *Ecological Modelling*, 157(2-3), 331-341, Article Pii s0304-3800(02)00203-x. [https://doi.org/10.1016/s0304-3800\(02\)00203-x](https://doi.org/10.1016/s0304-3800(02)00203-x)

- Hobbs, R. J., & Harris, J. A. (2001). Restoration ecology: Repairing the Earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology*, 9(2), 239-246.
<https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2001.009002239.x>
- Hovstad, K. A., Johansen, L., Arnesen, A., Svalheim, E., & Velle, L. G. (2018). *Slåttemark, Semi-naturlig. Norsk rødliste for naturtyper 2018* <https://artsdatabanken.no/RLN2018/76>
- IPBES. (2018). *The IPBES assessment report on land degradation and restoration*. I. Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.
<https://doi.org/10.5281/zenodo.3237393>
- Jakobsson, S., & Pedersen, B. (2020). *Naturindeks for Norge 2020. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold*. <https://hdl.handle.net/11250/2686068>
- Jones, H. P., Jones, P. C., Barbier, E. B., Blackburn, R. C., Benayas, J. M. R., Holl, K. D., McCrackin, M., Meli, P., Montoya, D., & Mateos, D. M. (2018). Restoration and repair of Earth's damaged ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 285(1873), Article 20172577. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.2577>
- klimaservicesenter, N. (2022). *Observasjoner og værstatistikk*. Norsk klimaservicesenter.
<https://seklima.met.no/>
- Lawley, V., Lewis, M., Clarke, K., & Ostendorf, B. (2016). Site-based and remote sensing methods for monitoring indicators of vegetation condition: An Australian review. *Ecological Indicators*, 60, 1273-1283. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.03.021>
- Legg, C. J., & Nagy, L. (2006). Why most conservation monitoring is, but need not be, a waste of time. *Journal of Environmental Management*, 78(2), 194-199.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.04.016>
- Lindenmayer, D. B., & Likens, G. E. (2011). Direct Measurement Versus Surrogate Indicator Species for Evaluating Environmental Change and Biodiversity Loss. *Ecosystems*, 14(1), 47-59. <https://doi.org/10.1007/s10021-010-9394-6>
- Meld.St. 14 (2015-2016). *Natur for livet. Norsk handlingsplan for naturmangfold*,. Retrieved from <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/meld.-st.-14-20152016/id2468099/?ch=1>
- Miljødirektoratet. (2018). *Naturtyper - Vollane, Sogn Folkemuseum*. Miljødirektoratet.
<https://faktaark.naturbase.no/?id=BN00068633>
- Miljødirektoratet. (2021, 10.05.2021). *Utvikling i areal av inngrepsfrie naturområder*. Miljøstatus.
<https://miljostatus.miljodirektoratet.no/miljomal/naturmangfold/miljomal-1.1/miljoindikator-1.1.8/>
- Miljødirektoratet. (2022a). *Miljødirektoratets fagsystem for verneområdeforvaltning; NatStat og NatReg. Brukerveiledning*.
<https://natstat.miljodirektoratet.no/>

- Miljødirektoratet. (2022b). *Naturtyper - Lauvhaug*
<https://faktaark.naturbase.no/?id=BN00062534>
- Nedrelo, E. (2001). *Biologisk mangfold i Sogndal kommune - Kartlegging og verdisetting av naturtyper, vilt og raudlistearter*, [Cand. scient, Norges Landbrukshøgskule].
<https://www.statsforvalteren.no/siteassets/utgatt/fm-sogn-og-fjordane/dokument-fmsf/miljo-og-klima/naturmangfold/sogndal-naturtyper-2000.pdf>
- Nilsson, C., Aradottir, A. L., Hagen, D., Halldorsson, G., Hoegh, K., Mitchell, R. J., Raulund-Rasmussen, K., Svavarsdottir, K., Tolvanen, A., & Wilson, S. D. (2016). Evaluating the process of ecological restoration. *Ecology and Society*, 21(1), Article 41.
<https://doi.org/10.5751/es-08289-210141>
- Norderhaug, A., & Isdal, K. (1999). *Skjøtselsboka: for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker*. Landbruksforlaget. https://urn.nb.no/URN:NBN:no-nb_digibok_2010072303011
- Norges geologiske undersøkelser. (2022a). *Nasjonal berggrunnsdatabase*
https://geo.ngu.no/kart/berggrunn_mobil/
- Norges geologiske undersøkelser. (2022b). *Nasjonal løsemassedatabase*
https://geo.ngu.no/kart/losmasse_mobil/
- Nybø, S., Arneberg, P., Framstad, E., Ims, R., Lyngstad, A., Schartau, A. K., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., & Vandvik, V. (2017). *Fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand. Forslag fra et ekspertråd*. . Regjeringen.
<https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/fagsystem-for-fastsetting-av-god-okologisk-tilstand/id2558481/>
- Ockinger, E., & Smith, H. G. (2007). Semi-natural grasslands as population sources for pollinating insects in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 44(1), 50-59.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01250.x>
- Pedersen, C., Kapfer, J., & Sickel, H. (2020). *Plantesamfunn i beitemrker og brakklagte enger - observerte endringer over 10 år og betydningen for pollinerende insekter*.
<https://hdl.handle.net/11250/2720438>
- Petterson, M. (2011). *Årbok for Sogn*. Musea i Sogn og Fjordane, De Heibergske samlinger - Sogn folkemuseum. https://urn.nb.no/URN:NBN:no-nb_digitidsskrift_2018101981228_001
- Prach, K., Durigan, G., Fennessy, S., Overbeck, G. E., Torezan, J. M., & Murphy, S. D. (2019). A primer on choosing goals and indicators to evaluate ecological restoration success. *Restoration Ecology*, 27(5), 917-923. <https://doi.org/10.1111/rec.13011>
- R Development Core Team. (2020). *R: a language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://cran.r-project.org>
- Ruiz-Jaen, M. C., & Aide, T. M. (2005). Restoration success: How is it being measured?

- Restoration Ecology*, 13(3), 569-577. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2005.00072.x>
- Rydgren, K., Nordbakken, J. F., Austad, I., Auestad, I., & Heegaard, E. (2010). Recreating semi-natural grasslands: A comparison of four methods. *Ecological Engineering*, 36(12), 1672-1679. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.07.005>
- Sandvik, A., & Hauge, L. (2011). *Restaurerings- og skjøtselsplan for slåttemarka på Lauvhaug, Sogndal kommune*. <https://felles.naturbase.no/api/dokument/hent/10146802.PDF>
- Sandvik, H., & Sæther, B.-E. (2012). *Kriterier og metoder for kartlegging og overvåkning av fremmede arter (DN-utredning 2-2012)*. Direktoratet for naturforvaltning. https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/dirnat2/attachment/2883/dn-utredning-4-2012_net.pdf
- Siddig, A. A. H., Ellison, A. M., Ochs, A., Villar-Leeman, C., & Lau, M. K. (2016). How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change? Insights from 14 years of publication in *Ecological Indicators*. *Ecological Indicators*, 60, 223-230. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.036>
- Stoddard, J. L., Larsen, D. P., Hawkins, C. P., Johnson, R. K., & Norris, R. H. (2006). Setting expectations for the ecological condition of streams: The concept of reference condition. *Ecological Applications*, 16(4), 1267-1276. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[1267:Seftec\]2.0.Co;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[1267:Seftec]2.0.Co;2)
- Suding, K. N. (2011). Toward an Era of Restoration in Ecology: Successes, Failures, and Opportunities Ahead. In D. J. Futuyma, H. B. Shaffer, & D. Simberloff (Eds.), *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, Vol 42 (Vol. 42, pp. 465-487). <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102710-145115>
- Svalheim, E., Garnås, I. M. B., & Hauge, L. (2018). Slåttemark, veileder for restaurering og skjøtsel. In: NIBIO.
- Taylor, K. (2009). Biological Flora of the British Isles: *Urtica dioica* L. *Journal of Ecology*, 97(6), 1436-1458. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01575.x>
- Tear, T. H., Kareiva, P., Angermeier, P. L., Comer, P., Czech, B., Kautz, R., Landon, L., Mehlman, D., Murphy, K., Ruckelshaus, M., Scott, J. M., & Wilhere, G. (2005). How much is enough? The recurrent problem of setting measurable objectives in conservation. *Bioscience*, 55(10), 835-849. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2005\)055\[0835:Hmimetr\]2.0.Co;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2005)055[0835:Hmimetr]2.0.Co;2)
- Tingstad, L., Evju, M., Sickel, H., & Töpper, J. (2019). *Utvikling av nasjonal arealrepresentativ naturovervåking (ANO). Forslag til gjennomføring, protokoller og kostnadsvurderinger med utgangspunkt i erfaringer fra uttesting i Trøndelag (NINA Rapport; 1642)*. <http://hdl.handle.net/11250/2590252>
- Walden, E., Ockinger, E., Winsa, M., & Lindborg, R. (2017). Effects of landscape composition, species pool and time on grassland specialists in restored semi-natural grasslands.

Biological Conservation, 214, 176-183. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.07.037>

Wehn, S., Burton, R., Riley, M., Johansen, L., Hovstad, K. A., & Ronningen, K. (2018). Adaptive biodiversity management of semi-natural hay meadows: The case of West-Norway. *Land Use Policy*, 72, 259-269. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.063>

Wortley, L., Hero, J. M., & Howes, M. (2013). Evaluating Ecological Restoration Success: A Review of the Literature. *Restoration Ecology*, 21(5), 537-543. <https://doi.org/10.1111/rec.12028>

Yoccoz, N. G., Nichols, J. D., & Boulinier, T. (2001). Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(8), 446-453. [https://doi.org/10.1016/s0169-5347\(01\)02205-4](https://doi.org/10.1016/s0169-5347(01)02205-4)

Økland, R. H. (1990). *Vegetation ecology : theory, methods and applications with reference to Fennoscandia* (Vol. 1). Botanisk hage og museum. https://bibsyst-almaprimo.hosted.exlibrisgroup.com/permalink/f/1236dke/BIBSYS_ILS7150964940002201

7. Vedlegg

Vedlegg 1 – Rådata med forekomst/fravær av indikatorartene i hver eng

Tabellen viser rådata fra registreringene sommeren 2020. Alle de seks indikatorene er registrert som forekomst/fravær (0/1). F.V = Fjøsbakken vest, F.Ø = Fjøsbakken øst, F.N = Fjøsbakken nedre. LH = Lauvhaug, VL = Vollane. Alle forekomster er markert i grått.

Lokalitet	Transekt nr.	Rute nr.	Tveskjegg-veronika	Blåklokke	Prestekrage	Brennesle	Ved-vekster	Løvetann
F.V	1	1	1	0	0	0	0	0
F.V	1	2	1	0	0	0	1	0
F.V	1	3	1	0	0	0	1	0
F.V	1	4	1	0	0	0	0	0
F.V	1	5	1	0	0	0	1	0
F.V	1	6	1	0	0	0	0	0
F.V	1	7	1	0	0	0	0	0
F.V	1	8	1	0	0	0	0	0
F.V	1	9	1	0	0	0	0	1
F.V	2	1	1	0	0	0	0	0
F.V	2	2	1	0	0	0	0	0
F.V	2	3	1	0	0	0	1	0
F.V	2	4	1	0	0	0	0	1
F.V	2	5	1	0	0	0	0	0
F.V	2	6	1	0	0	0	0	0
F.V	2	7	1	0	0	0	1	1
F.V	2	8	1	0	0	0	0	1
F.V	2	9	1	0	0	0	0	1
F.V	3	1	1	0	0	0	0	0
F.V	3	2	1	0	0	0	0	0
F.V	3	3	1	0	0	0	0	0
F.V	3	4	1	0	0	0	0	1
F.V	3	5	1	0	0	0	1	0
F.V	3	6	1	0	0	0	0	1
F.V	3	7	1	0	0	0	0	1
F.V	3	8	1	0	0	0	0	1
F.V	3	9	1	0	0	0	0	1
F.V	4	1	1	0	1	0	1	0
F.V	4	2	1	0	0	0	0	0
F.V	4	3	1	0	0	0	0	0
F.V	4	4	1	0	1	0	1	1
F.V	4	5	1	0	1	0	1	1
F.V	4	6	1	0	0	0	1	0
F.V	4	7	1	0	0	0	0	0
F.V	4	8	1	0	0	0	0	1
F.V	4	9	1	0	0	0	0	1
F.V	5	1	1	0	0	0	0	0
F.V	5	2	1	0	0	0	0	0
F.V	5	3	1	0	0	0	1	0
F.V	5	4	1	0	1	0	0	0
F.V	5	5	1	0	0	0	0	0
F.V	5	6	1	0	0	0	0	0
F.V	5	7	1	0	0	0	0	1
F.V	5	8	1	0	0	0	0	1
F.V	5	9	1	0	0	0	0	1
F.V	6	1	1	0	0	0	0	0
F.V	6	2	1	0	0	0	0	0
F.V	6	3	1	0	0	0	0	0

F.V	6	4	1	0	1	0	0	0
F.V	6	5	1	0	1	0	1	0
F.V	6	6	1	0	0	0	0	1
F.V	6	7	1	0	0	0	0	0
F.V	6	8	1	0	0	0	0	1
F.V	6	9	1	0	0	0	1	1
F.V	7	1	1	0	0	0	1	0
F.V	7	2	0	0	1	0	1	0
F.V	7	3	1	0	0	0	0	0
F.V	7	4	0	0	1	0	0	0
F.V	7	5	1	0	0	0	1	0
F.V	7	6	1	0	0	0	0	0
F.V	7	7	1	0	1	0	0	0
F.V	7	8	1	0	0	0	1	1
F.V	7	9	1	0	0	0	0	0
F.V	8	1	1	0	0	0	0	0
F.V	8	2	1	0	0	0	1	0
F.V	8	3	1	0	0	0	0	0
F.V	8	4	1	0	0	0	1	0
F.V	8	5	1	0	0	0	1	0
F.V	8	6	1	0	0	0	0	0
F.V	8	7	1	1	1	0	0	1
F.V	8	8	1	0	0	0	0	0
F.V	8	9	1	0	0	0	0	1
F.V	9	1	1	0	0	0	0	0
F.V	9	2	0	0	0	0	0	0
F.V	9	3	1	0	0	0	0	0
F.V	9	4	1	0	1	0	0	0
F.V	9	5	0	0	0	0	0	0
F.V	9	6	1	0	0	0	0	0
F.V	9	7	0	0	0	0	0	0
F.V	9	8	1	0	0	0	0	0
F.Ø	1	1	0	0	0	0	0	1
F.Ø	1	2	1	0	0	0	0	0
F.Ø	1	3	0	0	0	0	1	0
F.Ø	1	4	0	0	0	0	1	0
F.Ø	1	5	1	0	0	0	0	0
F.Ø	1	6	1	0	0	0	0	0
F.Ø	1	7	1	0	0	0	0	0
F.Ø	2	1	0	0	0	0	0	0
F.Ø	2	2	1	0	0	0	0	0
F.Ø	2	3	0	0	0	0	1	0
F.Ø	2	4	0	0	0	0	1	0
F.Ø	2	5	1	0	0	0	0	0
F.Ø	2	6	1	1	0	0	1	0
F.Ø	3	1	0	0	0	0	0	0
F.Ø	3	2	1	0	0	0	1	0
F.Ø	3	3	1	0	0	0	0	0
F.Ø	3	4	1	0	0	0	1	0
F.Ø	3	5	0	0	0	0	0	0
F.Ø	4	1	0	0	0	0	1	0
F.Ø	4	2	0	0	0	0	1	0
F.Ø	4	3	1	0	0	0	0	0
F.Ø	4	4	1	0	0	0	0	0
F.Ø	5	1	1	0	0	0	0	0
F.Ø	5	2	0	0	0	0	0	0
F.Ø	5	3	0	0	0	0	0	0
F.Ø	5	4	0	0	0	0	0	0
F.Ø	6	1	0	0	0	0	0	0
F.Ø	6	2	0	0	0	0	0	0

F.Ø	7	1	1	0	0	0	1	0
F.Ø	7	2	1	0	0	0	0	0
F.Ø	8	1	1	1	0	0	0	0
F.Ø	8	2	0	0	0	0	0	0
F.Ø	9	1	1	0	0	0	0	0
F.N	1	1	0	0	0	1	0	0
F.N	1	2	0	0	0	1	0	0
F.N	1	3	0	0	0	0	0	0
F.N	1	4	0	0	0	0	0	0
F.N	2	1	1	0	0	0	1	0
F.N	2	2	1	0	0	0	0	0
F.N	2	3	1	0	0	0	0	0
F.N	2	4	1	0	0	0	0	1
F.N	2	5	1	0	0	0	0	0
F.N	2	6	1	0	0	0	0	0
F.N	2	7	1	0	0	0	0	0
F.N	2	8	1	0	0	0	0	1
F.N	2	9	1	0	0	0	0	0
F.N	3	1	1	0	0	0	0	1
F.N	3	2	1	0	0	1	1	0
F.N	3	3	1	0	0	0	0	0
F.N	3	4	0	0	0	0	0	0
F.N	3	5	1	0	0	0	0	0
F.N	3	6	0	0	0	0	0	0
F.N	3	7	1	0	0	0	0	0
F.N	3	8	1	0	0	0	0	0
F.N	3	9	1	0	0	0	0	0
F.N	4	1	1	0	0	0	0	0
F.N	4	2	1	0	0	0	1	0
F.N	4	3	1	0	0	0	0	0
F.N	4	4	1	0	0	0	0	0
F.N	4	5	1	0	0	0	0	1
F.N	4	6	1	0	0	0	1	0
F.N	4	7	1	0	0	0	0	1
F.N	4	8	1	0	0	0	0	0
F.N	4	9	1	0	0	0	0	0
F.N	5	1	1	0	0	0	0	0
F.N	5	2	0	0	0	0	1	0
F.N	5	3	1	0	0	0	0	1
F.N	5	4	1	0	0	0	0	0
F.N	5	5	1	0	0	0	1	0
F.N	5	6	1	0	0	0	0	1
F.N	5	7	1	0	0	1	0	0
F.N	5	8	1	0	0	0	0	1
F.N	5	9	1	0	0	0	0	0
F.N	6	1	1	0	0	0	1	0
F.N	6	2	1	0	0	0	0	1
F.N	6	3	1	0	0	0	0	0
F.N	6	4	1	0	0	0	1	0
F.N	6	5	1	0	0	0	1	0
F.N	6	6	1	0	0	1	0	1
F.N	6	7	1	0	0	1	0	0
F.N	6	8	1	0	0	0	0	0
F.N	6	9	1	0	0	0	1	0
F.N	7	1	1	0	0	0	1	0
F.N	7	2	1	0	0	0	1	0
F.N	7	3	1	0	0	0	1	0
F.N	7	4	1	0	0	0	1	0
F.N	7	5	1	0	0	0	1	1
F.N	7	6	0	0	0	0	0	1

F.N	7	7	1	0	0	0	0	0
F.N	7	8	1	0	0	0	0	0
F.N	8	1	0	0	0	0	1	0
F.N	8	2	1	0	0	0	1	1
F.N	8	3	1	0	0	0	0	1
F.N	8	4	1	0	0	0	1	0
F.N	8	5	1	0	0	0	0	0
F.N	8	6	1	0	0	0	1	0
F.N	8	7	1	0	0	0	1	0
F.N	8	8	1	0	0	0	0	0
LH	1	1	0	1	1	0	0	0
LH	1	2	0	1	1	0	0	0
LH	1	3	0	1	1	0	0	0
LH	1	4	0	1	1	0	1	0
LH	1	5	0	1	0	0	1	0
LH	1	6	1	0	0	0	1	0
LH	1	7	0	0	1	0	0	0
LH	1	8	0	1	1	0	0	0
LH	1	9	0	0	1	0	0	0
LH	2	1	0	1	1	0	0	0
LH	2	2	0	1	1	0	0	0
LH	2	3	0	0	1	0	0	0
LH	2	4	0	1	1	0	0	0
LH	2	5	0	0	1	0	0	0
LH	2	6	0	0	0	0	0	0
LH	3	1	1	0	1	0	1	0
LH	3	2	0	0	1	0	1	0
LH	3	3	1	0	0	1	1	0
VL	1	1	0	0	1	0	0	0
VL	1	2	0	0	1	0	0	0
VL	1	3	0	0	1	0	0	0
VL	1	4	0	0	1	0	0	0
VL	1	5	0	0	1	0	0	0
VL	1	6	0	0	1	0	0	0
VL	1	7	0	0	1	0	0	0
VL	1	8	0	0	1	0	0	0
VL	1	9	1	0	1	0	0	0
VL	1	10	0	0	1	0	0	0
VL	2	1	0	0	1	0	0	0
VL	2	2	0	0	1	0	0	0
VL	2	3	0	0	0	0	0	0
VL	2	4	0	0	1	0	0	0
VL	2	5	0	0	0	0	0	0
VL	2	6	0	0	0	0	0	0
VL	2	7	0	0	0	0	0	0
VL	2	8	0	1	1	0	0	0
VL	2	9	0	0	0	0	0	0
VL	2	10	0	1	1	0	0	0
VL	3	1	0	0	0	0	0	0
VL	3	2	0	1	1	0	0	0
VL	3	3	0	0	0	0	0	0
VL	3	4	0	0	0	0	0	0
VL	3	5	0	0	1	0	0	0
VL	3	6	0	0	0	0	0	0
VL	3	7	0	0	0	0	0	0
VL	3	8	0	0	0	0	0	0

VL	3	9	0	0	1	0	0	0
VL	3	10	0	0	1	0	0	0

Vedlegg 2 – Rute-treknings

Rute-treknings med tilhørende variasjon, median og gjennomsnitt, fordelt over tre tabeller, en for hver av de tre Fjøsbakken-engene.

a)

Fjøsbakken vest					
Rute-treknings	Fra	Til	Variasjon	Median	Gjennomsnitt
Tveskjeggveronika					
n10	0,80	1,00	20 %	0,90	0,93
n20	0,90	1,00	10 %	0,95	0,96
n30	0,87	0,97	10 %	0,93	0,93
n40	0,88	0,95	7 %	0,93	0,92
n50	0,90	0,98	8 %	0,95	0,94
n60	0,92	0,95	3 %	0,93	0,94
n70	0,93	0,96	3 %	0,94	0,96
n80	0,94	0,94	0 %	0,94	0,94
Blåklukke					
n10	0,00	0,10	10 %	0,00	0,02
n20	0,00	0,05	5 %	0,00	0,01
n30	0,00	0,03	3 %	0,00	0,01
n40	0,00	0,03	3 %	0,03	0,02
n50	0,00	0,02	2 %	0,01	0,01
n60	0,00	0,02	2 %	0,02	0,02
n70	0,01	0,01	0 %	0,01	0,01
n80	0,01	0,01	0 %	0,01	0,01
Prestekrage					
n10	0,00	0,20	20 %	0,10	0,09
n20	0,05	0,25	20 %	0,13	0,13
n30	0,03	0,23	20 %	0,17	0,14
n40	0,10	0,23	13 %	0,15	0,16
n50	0,08	0,18	10 %	0,16	0,14
n60	0,10	0,17	7 %	0,13	0,14
n70	0,10	0,16	6 %	0,13	0,13
n80	0,14	0,14	0 %	0,14	0,14
Ved-vekster					
n10	0,10	0,50	40 %	0,30	0,30
n20	0,15	0,40	25 %	0,28	0,26
n30	0,13	0,40	27 %	0,20	0,22
n40	0,15	0,30	15 %	0,25	0,23
n50	0,20	0,28	8 %	0,27	0,26
n60	0,22	0,30	8 %	0,26	0,26
n70	0,20	0,29	9 %	0,25	0,24
n80	0,25	0,25	0 %	0,25	0,25
Stornesle					
n10	0,00	0,00	0 %	0,00	0,00
n20	0,00	0,00	0 %	0,00	0,00
n30	0,00	0,00	0 %	0,00	0,00
n40	0,00	0,00	0 %	0,00	0,00
n50	0,00	0,00	0 %	0,00	0,00
n60	0,00	0,00	0 %	0,00	0,00
n70	0,00	0,00	0 %	0,00	0,00
n80	0,00	0,00	0 %	0,00	0,00
Løvetann					
n10	0,10	0,60	50 %	0,35	0,35
n20	0,20	0,35	15 %	0,28	0,27
n30	0,23	0,43	20 %	0,3	0,32
n40	0,20	0,40	20 %	0,29	0,29
n50	0,22	0,34	12 %	0,26	0,27
n60	0,25	0,37	12 %	0,28	0,29
n70	0,24	0,30	6 %	0,29	0,28
n80	0,29	0,29	0 %	0,29	0,29

b)

Fjøsbakken øst					
Rute-trekninger	Fra	Til	Variasjon	Median	Gjennomsnitt
Tveskjeggveronika					
n10	0,30	0,70	40 %	0,45	0,48
n20	0,45	0,60	15 %	0,53	0,52
n30	0,47	0,57	10 %	0,50	0,51
n33	0,52	0,52	0 %	0,52	0,52
Blåklukke					
n10	0,00	0,10	10 %	0,00	0,03
n20	0,05	0,10	5 %	0,08	0,08
n30	0,03	0,07	4 %	0,07	0,06
n33	0,06	0,06	0 %	0,06	0,06
Prestekrage					
n10	0,00	0,00	0 %	0,00	0,00
n20	0,00	0,00	0 %	0,00	0,00
n30	0,00	0,00	0 %	0,00	0,00
n33	0,00	0,00	0 %	0,00	0,00
Ved-vekster					
n10	0,00	0,50	50 %	0,35	0,31
n20	0,15	0,40	25 %	0,33	0,32
n30	0,27	0,33	6 %	0,30	0,31
n33	0,30	0,30	0 %	0,30	0,3
Stornesle					
n10	0,00	0,00	0 %	0,00	0,00
n20	0,00	0,00	0 %	0,00	0,00
n30	0,00	0,00	0 %	0,00	0,00
n33	0,00	0,00	0 %	0,00	0,00
Løvetann					
n10	0,00	0,10	10 %	0,00	0,04
n20	0,00	0,05	5 %	0,03	0,03
n30	0	0,03	3 %	0,03	0,03
n33	0,03	0,03	0 %	0,03	0,03

c)

Fjøsbakken nedre					
Rute-trekninger	Fra	Til	Variasjon	Median	Gjennomsnitt
Tveskjeggveronika					
n10	0,70	1,00	30 %	0,85	0,87
n20	0,85	0,90	5 %	0,85	0,87
n30	0,80	1,00	20 %	0,9	0,88
n40	0,83	0,93	10 %	0,88	0,87
n50	0,82	0,88	6 %	0,86	0,86
n60	0,85	0,88	3 %	0,85	0,86
n65	0,86	0,86	0 %	0,86	0,86
Blåklukke					
n10	0,00	0,00	0 %	0,00	0,00
n20	0,00	0,00	0 %	0,00	0,00
n30	0,00	0,00	0 %	0,00	0,00
n40	0,00	0,00	0 %	0,00	0,00
n50	0,00	0,00	0 %	0,00	0,00
n60	0,00	0,00	0 %	0,00	0,00
n65	0,00	0,00	0 %	0,00	0,00
Prestekrage					
n10	0,00	0,00	0 %	0,00	0,00
n20	0,00	0,00	0 %	0,00	0,00
n30	0,00	0,00	0 %	0,00	0,00
n40	0,00	0,00	0 %	0,00	0,00
n50	0,00	0,00	0 %	0,00	0,00
n60	0,00	0,00	0 %	0,00	0,00
n65	0,00	0,00	0 %	0,00	0,00
Ved-vekster					
n10	0,10	0,50	40 %	0,35	0,35

n20	0,15	0,50	35 %	0,33	0,32
n30	0,27	0,43	16 %	0,30	0,31
n40	0,28	0,38	10 %	0,31	0,32
n50	0,28	0,34	6 %	0,32	0,32
n60	0,27	0,33	6 %	0,32	0,32
n65	0,31	0,31	0 %	0,31	0,31
Stornesle					
n10	0,00	0,20	20 %	0,10	0,11
n20	0,05	0,15	10 %	0,10	0,10
n30	0,00	0,13	13 %	0,07	0,07
n40	0,05	0,10	5 %	0,10	0,09
n50	0,08	0,12	4 %	0,10	0,10
n60	0,05	0,10	5 %	0,10	0,09
n65	0,09	0,09	0 %	0,09	0,09
Løvetann					
n10	0,10	0,30	20 %	0,20	0,21
n20	0,05	0,30	25 %	0,20	0,21
n30	0,13	0,27	14 %	0,23	0,22
n40	0,20	0,28	8 %	0,21	0,22
n50	0,18	0,24	6 %	0,20	0,21
n60	0,20	0,23	3 %	0,22	0,22
n65	0,22	0,22	0 %	0,22	0,22

Vedlegg 3 – Koordinater

Tabellen viser koordinatene for start og slutt punkt for hvert transekt i de fem engene.

Fjøsbakken vest					
Start	Latitude	Longitude	Slutt	Latitude	Longitude
T1	405003.44213	6784696.24683	T1	405005.98417	6784647.60888
T2	405013.44413	6784696.75695	T2	405016.54534	6784648.03824
T3	405020.48830	6784697.03083	T3	405022.03653	6784648.18112
T4	405030.35764	6784697.66114	T4	405029.29494	6784648.82226
T5	405040.37170	6784697.96293	T5	405034.81199	6784649.48585
T6	405050.26335	6784698.24059	T6	405048.75625	6784649.57916
T7	405060.25636	6784698.68071	T7	405057.32775	6784650.20474
T8	405069.87394	6784695.43520	T8	405065.00250	6784650.75732
T9	405080.04682	6784699.52861	T9	405081.97041	6784655.94765
Fjøsbakken nedre					
Start	Latitude	Longitude	Slutt	Latitude	Longitude
T1	405135.14448	6784669.03473	T1	405148.45889	6784647.88975
T2	405143.68922	6784674.07509	T2	405167.21073	6784631.68378
T3	405152.97306	6784677.79433	T3	405176.16396	6784634.85162
T4	405162.86914	6784678.91547	T4	405189.10423	6784638.77593
T5	405172.55998	6784680.92654	T5	405201.36765	6784642.78423
T6	405182.20550	6784683.69507	T6	405207.34224	6784647.12561
T7	405190.88873	6784688.37491	T7	405214.74090	6784652.63567
T8	405198.16070	6784695.06333	T8	405231.04573	6784664.62035
T9	405207.25314	6784698.04747	T9	405222.96125	6784658.23283
Fjøsbakken øst					
Start	Latitude	Longitude	Slutt	Latitude	Longitude
T1	405092.506	6784699.569	T1	405098.297	6784663.718
T2	405099.450	6784700.721	T2	405103.309	6784666.211
T3	405109.421	6784701.047	T3	405113.552	6784672.708
T4	405119.328	6784701.369	T4	405121.805	6784676.612
T5	405129.169	6784701.387	T5	405129.992	6784680.807
T6	405139.289	6784701.541	T6	405140.772	6784686.641
T7	405149.042	6784702.194	T7	405150.027	6784691.701
T8	405159.001	6784702.761	T8	405160.084	6784696.836
T9	405161.971	6784702.707	T9	405163.076	6784697.974
Vollane					
Start	Latitude	Longitude	Slutt	Latitude	Longitude
T1	402816.354	6787124.578	T1	402815.764	6787074.831
T2	402824.903	6787123.168	T2	402827.714	6787073.604
T3	402832.460	6787122.043	T3	402837.524	6787073.904
Lauvhaug					
Start	Latitude	Longitude	Slutt	Latitude	Longitude
T1	394736.834	6791667.733	T1	394697.686	6791648.947
T2	394741.171	6791622.800	T2	394715.697	6791624.723
T3	394744.209	6791598.254	T3	394730.474	6791588.357

