



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Integrering av ASO i Naturindeks for Åpent Lavland

Utvikling av indikatorer basert på ASO

NIBIO RAPPORT | VOL. 9 | NR. 162 | 2023



Solbu, E.B., Johansen, L., Bär, A. & Vesterbukt, P
NIBIO, Avdeling for kulturlandskap og biologisk mangfold

TITTEL/TITLE

Integrering av ASO i Naturindeks for Åpent Lavland

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Erik Blystad Solbu, Line Johansen, Annette Bär og Per Vesterbukt

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKT NR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
19.12.2023	9/162/2023	Åpen	53329	23/00149
ISBN:	ISSN:		ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:
978-82-17-03419-3	2464-1162		40	1

OPPDRAUGSGIVER/EMPLOYER:

Miljødirektoratet

M-2629|2023

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Eirin Bjørkvoll

STIKKORD/KEYWORDS:

Arealrepresentativ overvåking av semi-naturlig eng i Norge, Bayesiansk statistikk, indikator, Naturindeks, Åpent Lavland

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Kulturlandskap og biomangfold

SAMMENDRAG/SUMMARY:

Formålet med dette prosjektet har vært å se på hvordan data som samles inn i Arealrepresentativ overvåking av semi-naturlig eng i Norge (ASO) kan brukes i Naturindeks. Dette har vi gjort ved først å se hvordan artsforekomster kan brukes direkte som indikatorer for endringer i biologisk mangfold, og om variabler om bruksregime er egnet for å vurdere utviklingen av det biologiske mangfoldet knyttet til åpent lavland. Til slutt har vi laget fremgangsmåter for de forskjellige datatypene i ASO for å bruke disse som indikatorer.

LAND/COUNTRY:

Land

FYLKE/COUNTY:

Fylke

KOMMUNE/MUNICIPALITY:

Kommune

STED/LOKALITET:

Sted

GODKJENT /APPROVED

Anders Nielsen

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER

Erik Blystad Solbu

NAVN/ NAME

NAVN/ NAME



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Forord

Dette prosjektet ser på muligheten for å bruke data samlet inn fra arealrepresentativ overvåking av semi-naturlig eng i Norge (ASO) til å utvikle indikatorer i Naturindeks i Åpent Lavland.

Oppdragsgiver har vært Miljødirektoratet med Hanna Nyborg Støstad og Eirin Bjørkvoll som kontaktperson.

Trondheim, 19.12.23

Erik Blystad Solbu

Innhold

1	Naturindeks for Åpent Lavland og ASO	5
1.1	Videreutvikling av indikatorer for Åpent Lavland.....	5
1.2	Arealrepresentativ overvåkning av semi-naturlig eng (ASO).....	6
2	Målsetting og aktiviteter	7
3	Oppsummering av ASO data relevant for Naturindeks.....	8
3.1	Utvalgte variabler i ASO.....	8
3.2	Arter.....	11
3.2.1	Rødlistede arter.....	12
3.2.2	Dekningsklasser.....	13
3.2.3	Artssammensetning mellom enger innen fylker og variabelen Tilstand.....	15
3.3	Sammenhengen mellom arter og verdier av Tilstand	17
3.3.1	Indikatorarter for <i>dårlig</i> verdi av variabelen Tilstand	18
3.3.2	Indikatorarter for <i>god</i> verdi av variabelen Tilstand	18
4	Metode for utvikling av indikatorer for åpent lavland basert på ASO data.....	20
4.1	Indikatorer	20
4.2	Referanseverdi.....	20
4.3	Vekting.....	21
4.4	Usikkerhet.....	21
4.4.1	Usikkerhet i ekspertvurderinger	21
4.4.2	Usikkerhet i data	22
4.4.3	Modellusikkerhet	22
4.5	Eksempler	22
4.5.1	Enkeltartsindikator – forekomst av gulaks i semi-naturlig eng	22
4.5.2	Flerartsindikator – plantearter i semi-naturlig eng i Nordland og Trøndelag	24
4.5.3	Variabelindikator – Tilstand semi-naturlig eng	26
4.5.4	Variabelindikator – dekning gulaks	27
4.5.5	Variabelindikator – dekningsklasser av flere arter.....	29
5	Vurdering av flyfoto som data til referansetilstand	31
6	Oppsummering.....	33
6.1	Anbefalinger	35
	Vedlegg 1: Figurer	37

1 Naturindeks for Åpent Lavland og ASO

Naturindeks for Norge har som formål å måle tilstanden til det biologiske mangfoldet i Norge for hovedøkosystemene fjell, våtmark, hav, kystvann, ferskvann, skog og åpent lavland. Tilstanden til biologisk mangfold i Naturindeks måles ved bruk av indikatorer (Nybø og Pedersen 2015).

Hovedøkosystemet åpent lavland representerer de semi-naturlige økosystemene som boreal hei, kystlynghei, semi-naturlig strandeng og semi-naturlig eng i tillegg til naturlig åpne områder under skoggrensa, men indikatorene i Naturindeks representerer kun semi-naturlig mark (Johansen og Albertsen 2020).

Datagrunnlaget for mange indikatorer i Naturindeks for Norge 2020 innen åpent lavland er mangelfullt på grunn av manglende overvåking innen dette hovedøkosystemet. Derfor er mange av indikatorene, også nøkkelindikatorer, i åpent lavland ekspertvurderte (Johansen et al 2019). For å møte utfordringen med manglende datagrunnlag i åpent lavland er det gjennom prosjekter i Naturindeks utviklet metodikk for arealrepresentativ overvåking av semi-naturlig eng (ASO) (Johansen et al. 2017; Johansen et al. 2019; Bär et al. 2021a, b). Grunnprogrammet i ASO med overvåking i hele landet ble iverksatt i 2021 og skal samle inn data som bl.a. kan inngå i arbeidet med utvikling av indikatorer i åpent lavland i Naturindeks og semi-naturlig mark i Økologisk tilstand. Det neste steget nå er å tilpasse data fra ASO til Naturindeks og dermed forbedre datagrunnlaget for åpent lavland.

1.1 Videreutvikling av indikatorer for Åpent Lavland

Det er per 2020 22 indikatorer (Jakobsson og Pedersen 2020) innen åpent lavland. Fire av disse indikatorene er basert på overvåkingsdata, men ingen er arealrepresentative. Videre er tre plantearter modellbaserte indikatorer, mens de resterende 15 er ekspertvurderte.

I Johansen et al. (2019) er det gjort en beskrivelse og evaluering av indikatorsettet for åpent lavland slik det lå til grunn i Naturindeks 2015. I denne gjennomgangen ble det gitt flere anbefalinger for videreutvikling av Naturindeks for åpent lavland. Disse anbefalingene er:

1. Mangel på overvåkingsdata er en utfordring i åpent lavland. Dersom ASO blir iverksatt bør data inkluderes i Naturindeks.
2. For å få en mer robust naturindeks for åpent lavland er det anbefalt å øke antall indikatorer i de funksjonelle gruppene med få indikatorer, øke den geografiske oppløsningen til indikatorer med dårlig oppløsning (eks. fugleindikatorene), eller introdusere nye indikatorer med stor geografisk oppløsning. Indikatorene er svært ujevnt fordelt geografisk med svært få indikatorer i Troms, Finnmark og Innlandet.
3. Ekspertene bør bli gitt en gjennomgang og trening i bruk av interkvartildistans som mål på usikkerhet. Dette er fordi det er spesielt usikre observasjoner for ekspertvurderte indikatorer noe som kan tyde på at ekspertene vurderer usikkerhetsmålet for stort. Stor usikkerhet gjør det vanskeligere å avgjøre om det er endring i indikatorene over tid.

I en videreutvikling av indikatorer og datagrunnlaget for naturindeks må man ta hensyn til de kriterier som er utviklet for enkelt indikatorer og indikatorsett i Naturindeks (Pedersen og Nybø 2015).

Kriteriesett for indikatorutvalget innen et hovedøkosystem innebærer:

1. Taksonomisk representativt
2. Til sammen representere artenes ulike økologiske funksjoner
3. Inkludere både vanlige og sjeldne arter
4. Inkludere nøkkelarter
5. Inneha indikatorer som til sammen er følsomme for ulike typer påvirkninger
6. Representere ulike naturtyper og naturlige suksesjonsstadier innenfor de ulike store økosystemene
7. Representere ulike hovedtyper av livsmedier en finner innenfor de ulike store økosystemene

8. Ikke inkludere fremmede arter

Kriteriesett for hver indikator/datagrunnlaget innebærer:

1. En indikator tilstand skal kunne måles i naturen
2. Målingene skal kunne knyttes til definerte, avgrensede arealer
3. Man skal kunne estimere en referanseverdi
4. Den skal kunne knyttes til ett eller flere hoved-økosystem
5. For hvert av hoved-økosystemene forventes indikatoren å kunne opprettholde en vedvarende bestand når økosystemet er i sin referansetilstand
6. Kunnskapsgrunnlaget er godt nok til at trender i indikatoren kan anslås
7. Indikatoren bør fortrinnsvis angis som en populasjonsregenskap
8. Den skal respondere på miljøendringer.

1.2 Arealrepresentativ overvåkning av semi-naturlig eng (ASO)

ASO er et landsdekkende og arealrepresentativt overvåkingsprogram for semi-naturlig eng som ble etablert i 2021 med et omdrev på 5 år. Semi-naturlige enger registreres og overvåkes innenfor totalt 100 områder á 10x10 km og som dekker de geografiske og klimatiske gradienter i hele landet. Innen hvert område trekkes 10 ASO-flater á 500x500 meter hvor alle semi-naturlige enger overvåkes (Bär et al. 2021a, b).

Til identifisering av engene benyttes det flybildetolking i forkant av feltarbeid. Både nye og eldre flybilder blir brukt og formålet er å kunne fange opp engene i alle grader av gjengroing. De potensielle engene identifiseres på flybildetolkingen blir verifisert i felt (Bär et al. 2021a, b).

Semi-naturlig eng i ASO kartlegges etter det hierarkiske systemet som er beskrevet i Miljødirektoratets kartleggingsinstruks for naturtyper etter NiN (Miljødirektoratet 2023) med semi-naturlig eng som overordnet naturtype og slåttemark, lauveng, naturbeitemark og hagemark som underordnede naturtyper. Det fastsettes lokalitetskvalitet for hver semi-naturlig eng basert på fastsatte tilstands- og naturmangfoldvariabler. Variabler som brukes til å vurdere tilstand i lokalitetskvalitet for semi-naturlig eng er primærvariablene aktuell bruksintensitet og rask suksesjon i tillegg til sekundærvariablene fremmedartsinnslag og gjødsling. Variabler som benyttes til å vurdere naturmangfoldet er primærvariablene antall habitatspesifikke arter og størrelse i tillegg til sekundærvariablene antall kartleggingsenheter og antall rødlistede arter (Artsdatabanken 2021, Miljødirektoratet 2023). I tillegg registreres for alle enger flere andre variabler som bl.a. arealstørrelse, beitetrykk, slåtteinntensitet, dekning av ved-, busk- og tresjikt, dekning av moser, strø og bar jord hvorav de fleste av disse variablene inngår i beregning av økologisk tilstand (Bär et al. 2021a, b).

Artsmangfold registreres bare for et utvalg av semi-naturlige enger, maks tre enger pr ASO-flate (Bär et al. 2021a, b). Her registreres alle karplanter med dekningsgrad og frekvens langs et transekt med tilpasset lengde til størrelsen på engen. Utover det stedfestes rødlistede arter og fremmede arter gjennom Arter-appen. Problemarter er en variabel under uttesting siden definisjonen av hvilke arter som inngår og hvilke terskler utløser at man anser en art som problemart ennå ikke er klart definert. I ASO er tilnærmingen slik at det ikke er en liste med forhåndsdefinerte problemarter. Kartleggeren anser selv hvilke arter som et problem. Problemarter er definert som konkurransesterke plantearter som ofte forekommer naturlig i semi-naturlig mark, men som ved opphør eller endringer i tradisjonell hevd, raskt utkonkurrerer lavvokste og lyselskende arter som karakteriserer naturtypen (Bär et al. 2021a).

2 Målsetting og aktiviteter

Det er et stort potensial for å utnytte overvåkingsdataene i ASO til å utvikle indikatorer som oppfyller de krav som er satt i naturindeks. I tillegg til vurdering og tilpasning av indikatorer fra ASO, som kan gjøres tilgjengelig for Naturindeks, er det behov for å utvikle rutiner og databasestrukturer for enkelt å kunne nyttiggjøre seg av det omfattende datasettet ASO kan levere til Naturindeks.

Målsettingene med dette prosjektet er derfor:

- (1) Foreslå hvordan data fra ASO inngår som indikatorer i naturindeks for åpent lavland mot neste oppdatering av Naturindeks i 2025. (Kapittel 4 og 6)
- (2) Øke andelen overvåkingsdata som benyttes i naturindeks åpent lavland framfor bruk av ekspertvurderinger. (Kapittel 4 og 6)
- (3) Utvikle datakode som kan tilpasse data fra ASO til et GBIF/Darwin Core format og videre hente ut relevant data til Naturindeks.

Aktiviteter:

- Undersøke sammenhengen mellom forekomst av plantearter og egenskapen (lokalitetskvalitet, tilstand og suksesjon) til ASO engene for å kunne velge enkelte arter som kan inngå i Naturindeks som indikatorarter (Kapittel 3.3).
- Undersøke sammenhengen mellom biologisk mangfold av planter i ASO engene og egenskapen (lokalitetskvalitet, tilstand og suksesjon) til engene for å se på potensiale av plantesamfunn som kan inngå i Naturindeks som flerartsindikatorer (Kapittel 3.2)
- Undersøke hvordan ekspertvurderte nøkkelindikatorer om tilstand av semi-naturlig eng og strandeng kan kombineres eller erstattes med overvåkingsdata fra ASO (Kapittel 4.3-4.4)
- Samkjøre arbeidet i dette prosjektet med utviklingsarbeidet som foregår for indikatorer i økologisk tilstand.
- Vurdere om flybildetolkningen som blir gjort i ASO kan benyttes som et datagrunnlag til referansetilstand. (Kapittel 5)

Indikatorer i naturindeks skal respondere på de viktigste påvirkningsfaktorene til naturtypen (pkt. 8 Kapittel 1.1). For å finne ut hvilke arter som egner seg som indikatorer, er det relevant å undersøke sammenhengen mellom arter, eller biologisk mangfold, og egenskaper som representerer de viktigste påvirkningsfaktorene til semi-naturlig eng. Vi benytter anbefalingene i Johansen et al. (2017a) og kriteriesettene fra Nybø og Pedersen (2015) som et grunnlag for prioriteringer i arbeidet med utviklingen av indikatorer (Kapittel 1.1). Vi svarer ut anbefalingene i Johansen et al. (2019) ved å benytte data fra ASO til utvikling av indikatorer i Naturindeks og utvikle metode for beregning av usikkerheten i indikatorverdier. Ettersom ASO er arealrepresentativ vil indikatorer som utvikles ha en god geografisk oppløsning og dekke hele Norge.

3 Oppsummering av ASO data relevant for Naturindeks

ASO-data inneholder både tilstandsvariabler og artsregistreringer. Ved utvikling og bruk av indikatorer for Naturindeks basert på ASO-data er det viktig å understreke at ASO-data samles kun inn for semi-naturlig eng, og ikke for andre naturtyper som kystlynghei, strandeng og åpen fastmark under skoggrensen, som også inngår i definisjonen for åpent lavland. Likevel har ASO-dataene stort potensiale til å bidra til en bedre vurdering av tilstanden til det biologiske mangfoldet, enn en ren ekspertvurdering.

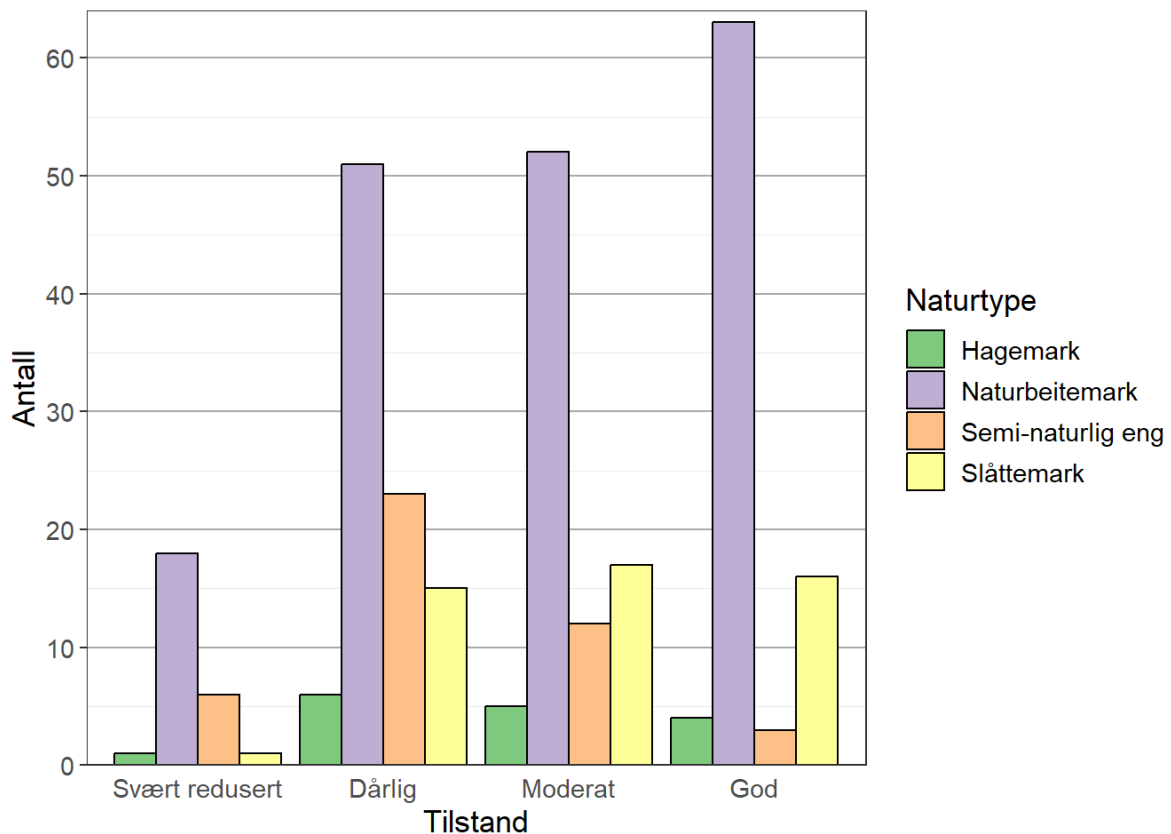
Dette arbeidet baser seg på data innsamlet de to første årene (2021 og 2022) av ASO. Det er kartlagt til sammen 293 semi-naturlige enger, og 204 av disse har artsregistreringer (Bär et al. 2021a). Her oppsummerer vi noen av dataene som ligger til grunn for det etterfølgende arbeidet med utvikling av indikatorer til Naturindeks.

3.1 Utvalgte variabler i ASO

Vi gir her en oversikt over data for variablene Tilstand, i tillegg til de to primærvariablene Rask suksesjon og Aktuell bruksintensitet som benyttes til å vurdere tilstanden i semi-naturlig eng ved bruk av Miljødirektoratets kartleggingsinstruks for naturtyper etter NiN (Miljødirektoratet 2023).

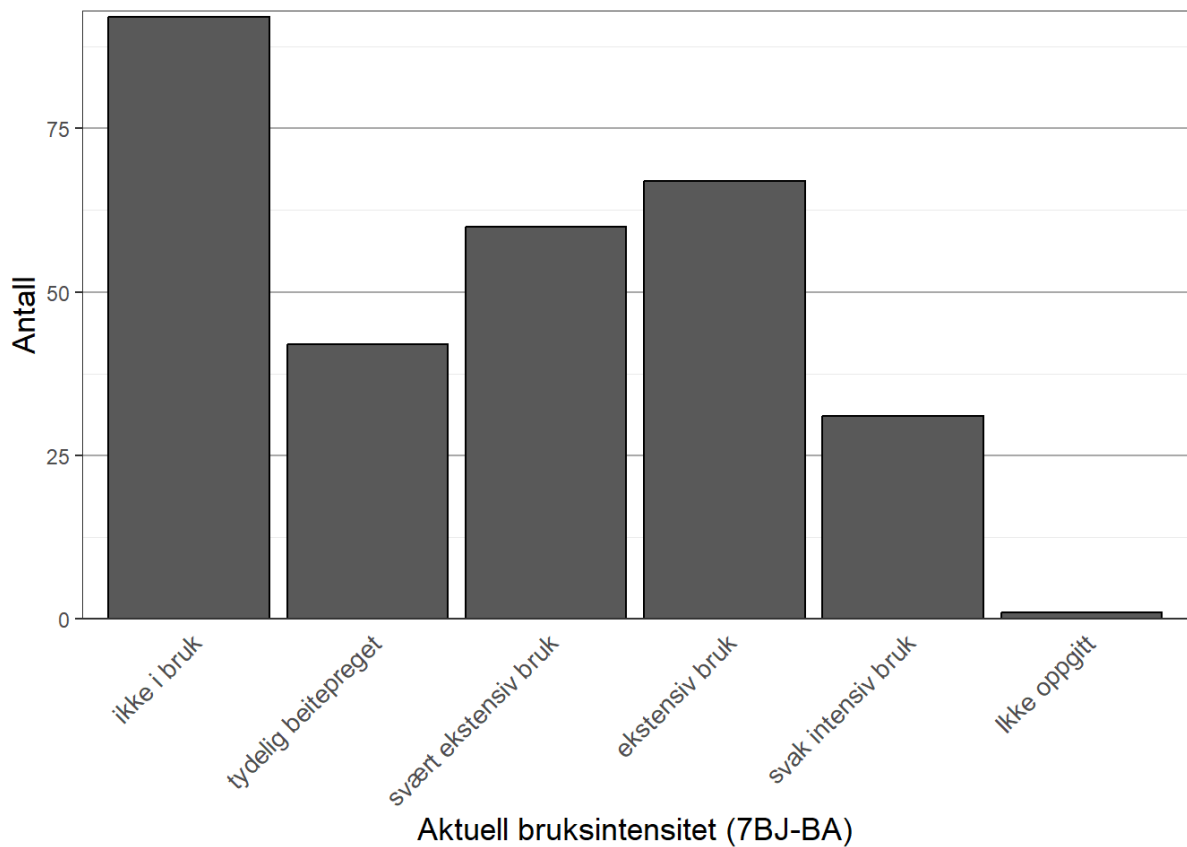
I ASO er det kartlagt flest enger som *naturbeitemark*, deretter følger *slåttemark* og den overordnede naturtypen *semi-naturlig eng*, og til sist *hagemark*. Fordelingen mellom forskjellige verdiene av Tilstand viser at det er relativt likt fordelt mellom verdien *dårlig*, *moderat* og *god*, mens det er betydelig færre enger med verdien *svært redusert* for variabelen Tilstand. Unntaket er for den overordnede naturtypen *semi-naturlig eng*, som har en større andel *dårlig* verdi for variabelen Tilstand sammenlignet med verdiene *moderat* og *god* (Figur 1). Årsaken til at *semi-naturlig eng* oftere har *dårlig* verdi for variabelen Tilstand er fordi det er vanskelig å skille mellom *slåttemark* og *naturbeitemark* når Tilstand har verdien *dårlig* og dermed blir engene kartlagt som overordnet hierarkisk naturtype *semi-naturlig eng*.

Hovedfunnet er at det registreres få enger med verdien *svært redusert* for variabelen Tilstand. Det er imidlertid ikke grunnlag for å konkludere med at det er færre semi-naturlige enger som har verdien *svært redusert* for variabelen Tilstand enn andre verdier (Figur 1). Dette tyder derimot på at det er vanskelig å fange opp verdien *svært redusert* Tilstand. Årsaken til at færre enger med verdien *svært redusert* fanges opp, er mest sannsynlig mangel på historiske flyfoto som benyttes til å forhåndsidentifisere sterkt gjengrodde enger før feltarbeid. En annen årsak er at overvåkingen ikke omfatter en systematisk innhenting av informasjon fra grunneiere om historisk bruk av engene. Gjengrodde semi-naturlige enger skal kartlegges som semi-naturlig eng til det har vært et omdrev av skog ifølge NiN 2. Det er utfordrende å skille en sterkt gjengrodd semi-naturlig eng fra skog uten ekstra opplysninger om historisk bruk eller data fra flyfototolkningen.



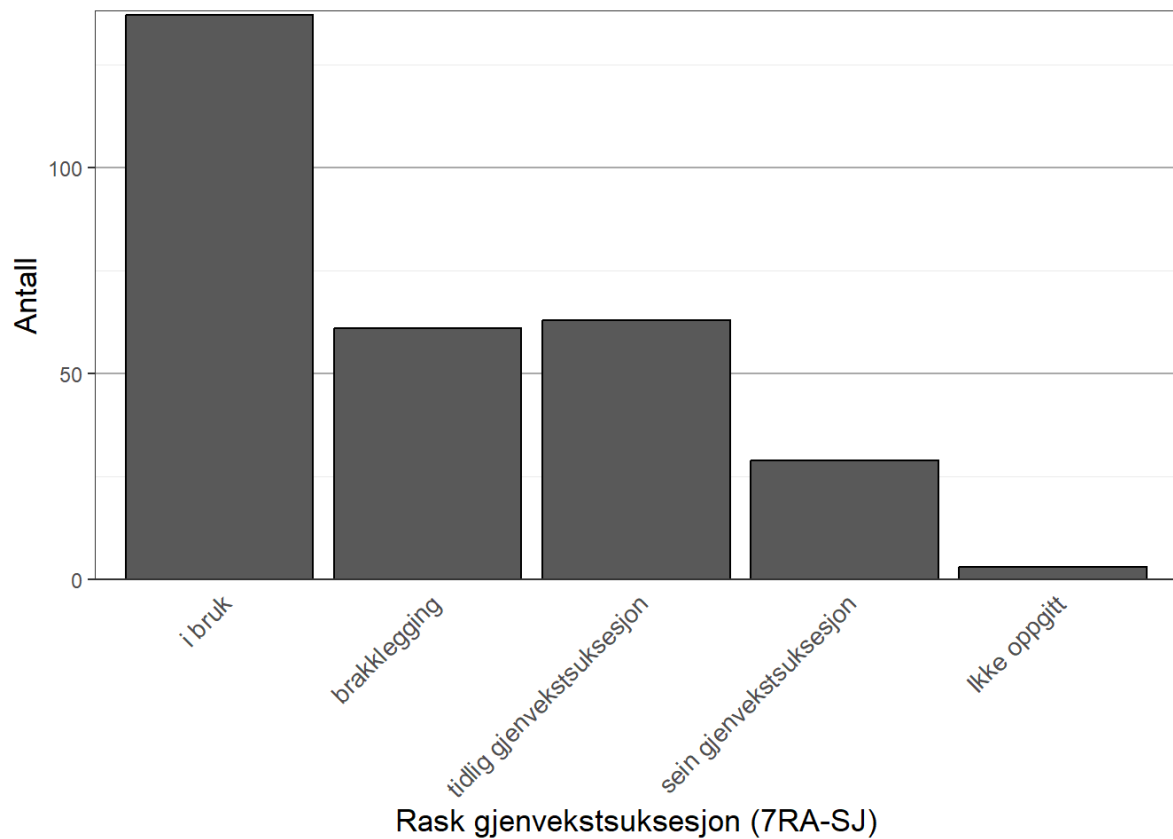
Figur 1: Antall ASO-enger vises for de ulike tilstandsklasser og differensiert etter overordnet naturtyper semi-naturlig eng og underordnede naturtyper naturbeitemark, slåttemark og hagemark som er kartlagt i 2021-22.

Aktuell bruk (7BJ-BA) gir indikasjon på om nåværende driftsintensitet vil opprettholde det semi-naturlige preget og dermed kvaliteten av enga på sikt (Figur 2). Kategoriene *svært ekstensiv bruk*, *nokså ekstensiv bruk* og *ekstensiv bruk* beskriver et bruksregime som vil opprettholde det semi-naturlige preget, mens svakere bruksintensitet vil føre til gjengroing og overgang til oftest mer skogspregete naturtyper. Høyere intensitet medfører ofte bl.a. gjødsling som betyr en overgang til mer intensiv drevne arealer og tap av det høye semi-naturlige biomangfoldet. Dersom mange enger ligger under eller over bruksintensiteten for semi-naturlig eng-typer indikerer dette det første tegnet på arealtap og tap av biologisk mangfold relatert til semi-naturlige naturtyper. ASO dataene viser at mange av engene ikke er i bruk eller har en svakt intensiv bruk og dermed står i fare for å gro igjen eller gå over til andre engtyper (Figur 2).



Figur 2: Fordeling av ASO-enger for aktuell bruksintensitet kartlagt i 2021-22. Dette inkluderer alle underordnede naturtyper (hagemark, naturbeitemark, slåttemark og lauveng) av den overordnede naturtypen semi-naturlig eng.

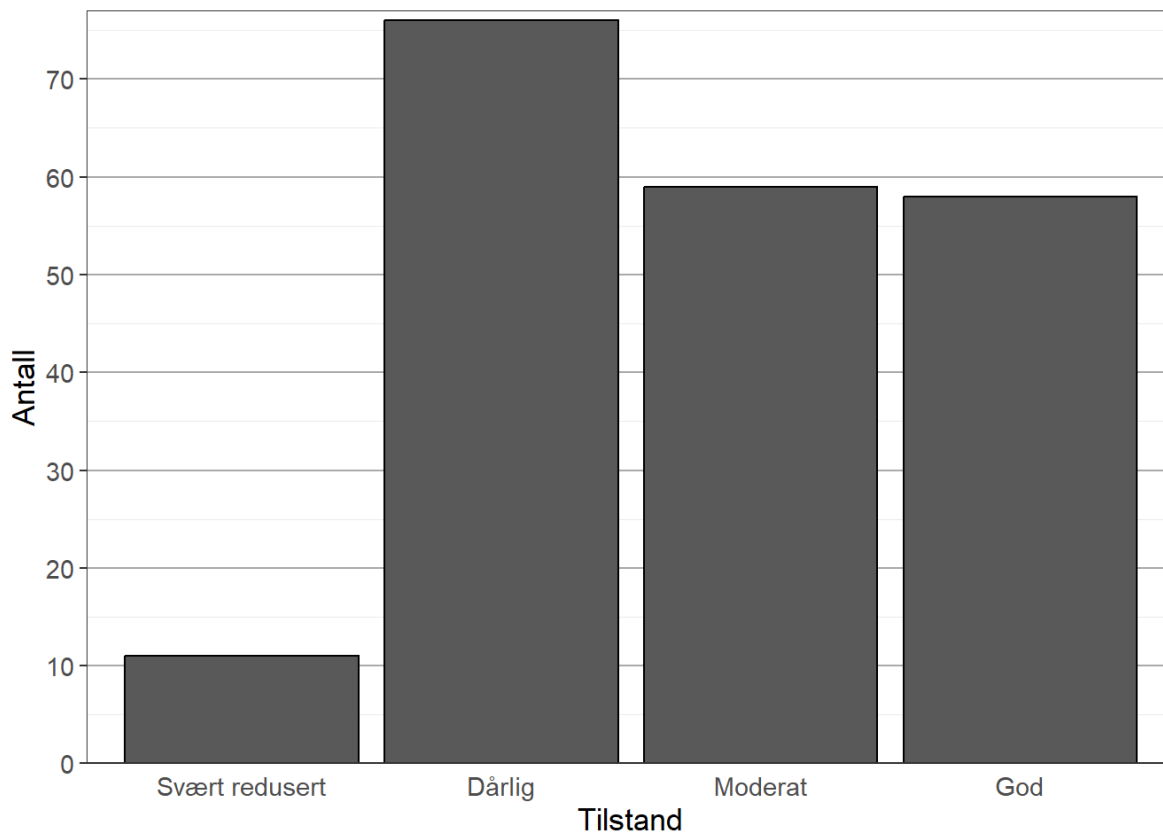
Gjenvekstsuksesjonen (7RA-SJ) sier noe om den mer langvarige hevdhistorien av enga (Figur 3). ASO dataene viser at omtrent halvparten av engene som er kartlagt er i bruk med beite eller slått (Figur 3), mens de resterende engene er i brakkleggingsfase eller under gjengroing.



Figur 3: Fordeling av ASO-onger for ulike gjenvekstsuksesjonsfaser kartlagt i 2021-22. Dette inkluderer alle underordnede naturtyper (hagemark, naturbeitemark, slåttemark og lauveng) av den overordnede naturtypen semi-naturlig eng.

3.2 Arter

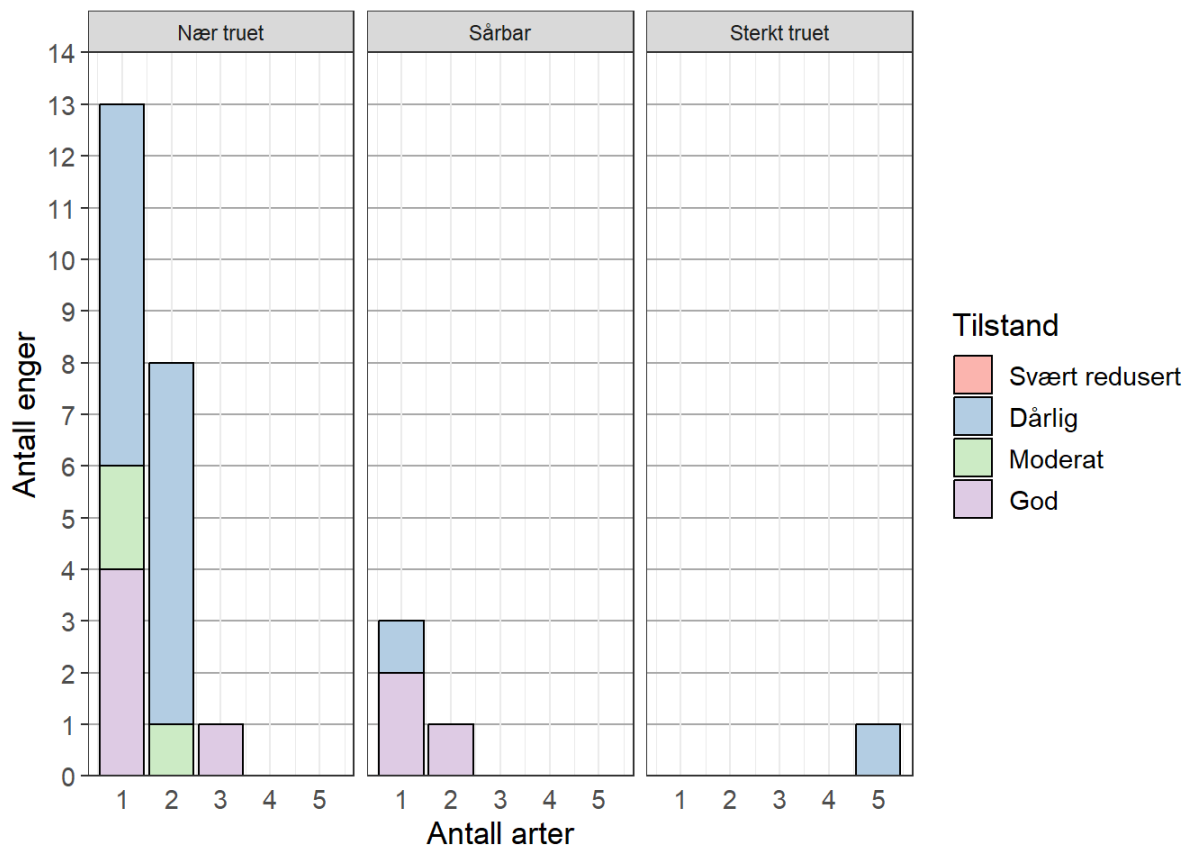
Det er gjort artsregistreringer i 70% av alle enger, og dette er relativt likt fordelt mellom de ulike kategoriene av variabelen Tilstand, med unntak av svært få artsregistreringer i enger med verdien *svært redusert* (Figur 4). Få registreringer av artssammensetning for *svært redusert* Tilstand gjøre det vanskelig å bestemme hvilke endringer i artssammensetningen som skiller denne tilstanden fra de andre. Dette gjør det utfordrende å definere arter som indikatorer i enger som har verdien *svært redusert* for variabelen Tilstand med sterk grad av gjengroing og i overgang til skog.



Figur 4: Antall ASO-enger med artsregistreringer fordelt på de fire verdiene av Tilstand kartlagt i 2021-22. Dette inkluderer alle underordnede naturtyper (hagemark, naturbeitemark, slåttemark og lauveng) av den overordnede naturtypen semi-naturlig eng.

3.2.1 Rødlistede arter

Registrering av rødlistede arter i ASO, viser at det er få rødlistede arter generelt og ikke nødvendigvis en sammenheng med for eksempel verdien til variabelen Tilstand (Figur 5).

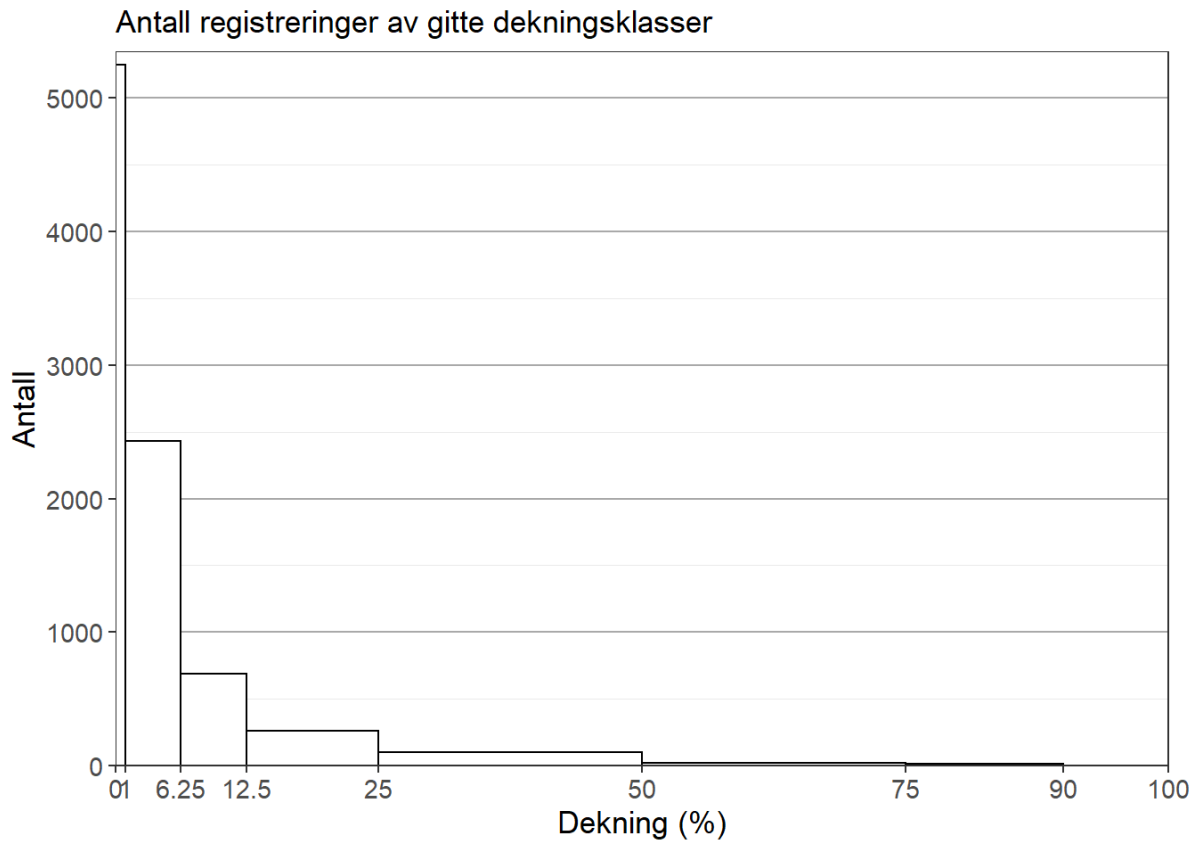


Figur 5: Antall arter i de forskjellige rødlistekategoriene funnet i semi-naturlige enger fordelt på variabelen Tilstand.

3.2.2 Dekningsklasser

I enger hvor det gjøres artsregistreringer, blir deknings- og frekvensklasser registrert, derfor kan det være interessant å se hvordan for eksempel dekningsklasser fordeler seg mellom arter og enger.

Ca. 60% av alle artsregistreringer (Figur 6) har den laveste dekningsklassen (mellom 0 og 1%), og 28% er innen den neste klassen (1-6.25%). Dette betyr at semi-naturlig eng typisk består av mange arter med lav dekningsgrad. Dersom vi ser på dekningsklasser innen enger (Figur 7), har 44% av engene med artsregistreringer én eller flere arter med dekningsklasse større enn 25%. Tilsvarende har 74% av engene én eller flere artsregistreringer med dekningsklasse større enn 12.5%. Dette viser at det er en liten andel semi-naturlige enger som er dominert av få arter. Enkeltarter dominerer vanligvis når bruksintensiteten er for svak eller for høy, eller når enga ikke lenger er i bruk og gjengroingsprosessen er i gang (rask gjenvekstsuksisjon). Vi ser for eksempel at enger med *dårlig* verdi for variabelen Tilstand utgjør ca 50% av engene med arter i dekningsklasse 20-50% og 50-75% (Figur 7).

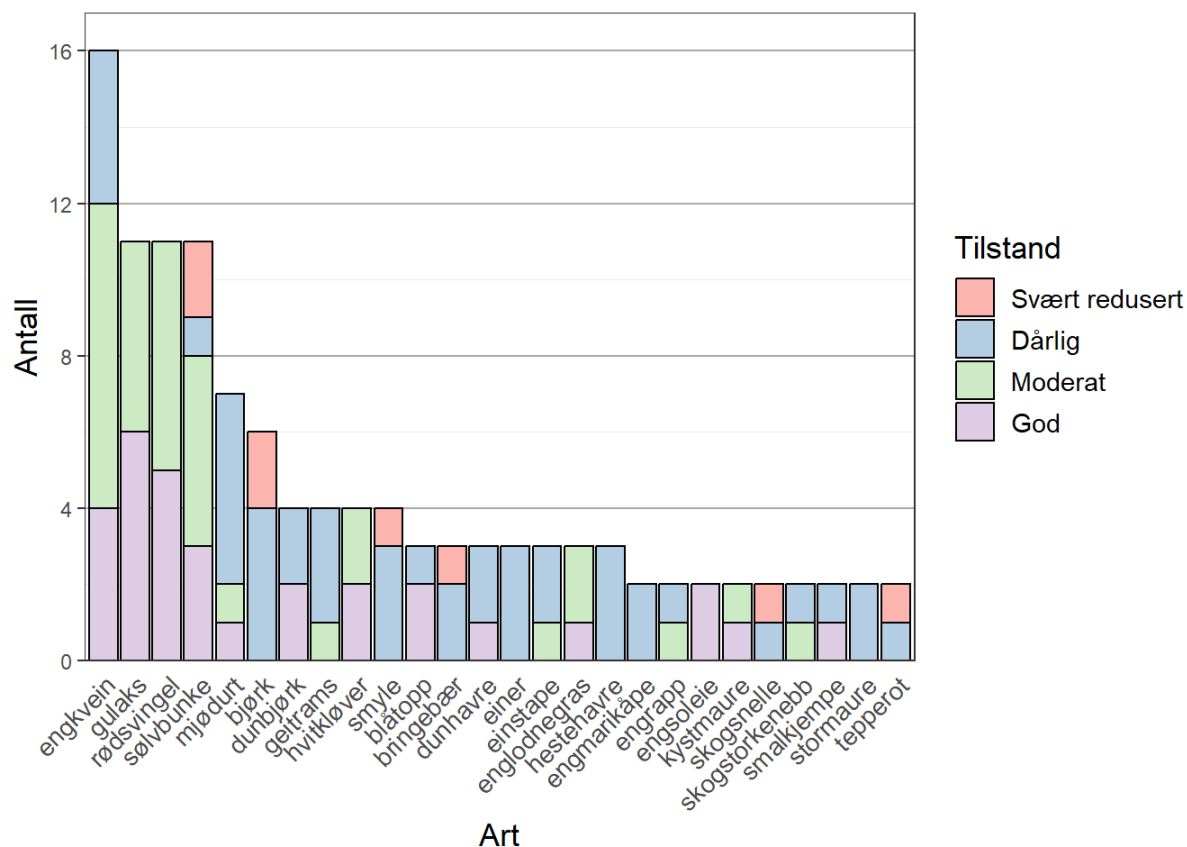


Figur 6: Antall artsregistreringer i de forskjellige dekningsklassene.



Figur 7: Antall enger med artsregistreringer i de forskjellige dekningsklassene.

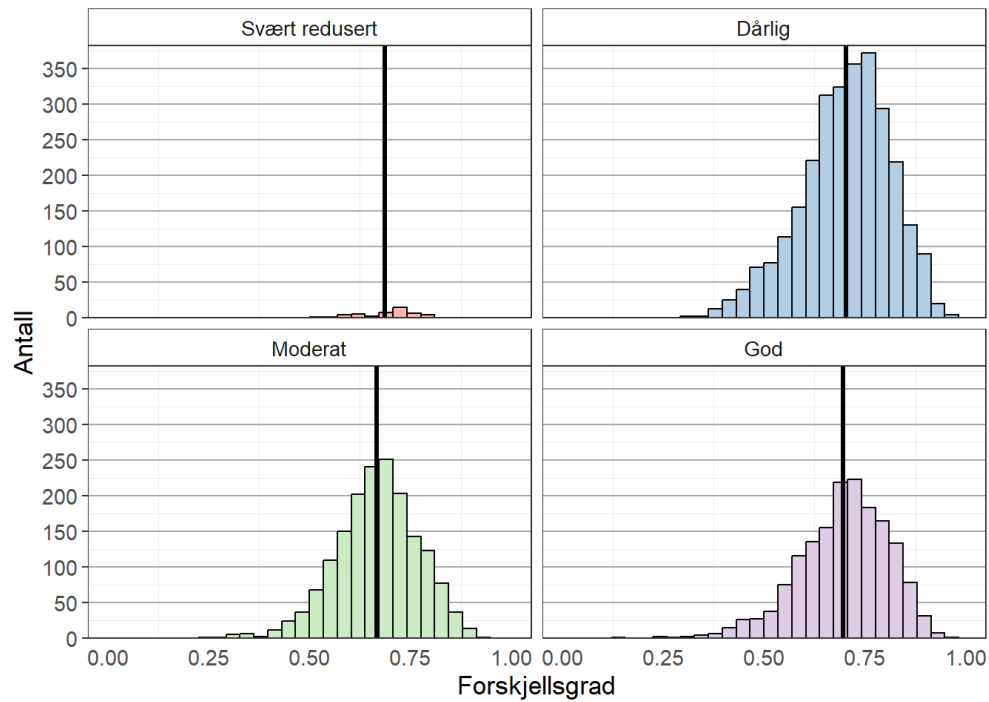
For enger med verdien *god* eller *moderat* for variabelen Tilstand har artene engkvein, gulaks, rødsvingel og sølvbunke ofte høye dekningsklasser (Figur 8). For verdien *dårlig* av Tilstand er det mange arter som har få registreringer med høy dekningsklasser. For alle verdier av Tilstand utgjør enkeltarter en liten andel av det totale antallet registrerte enger.



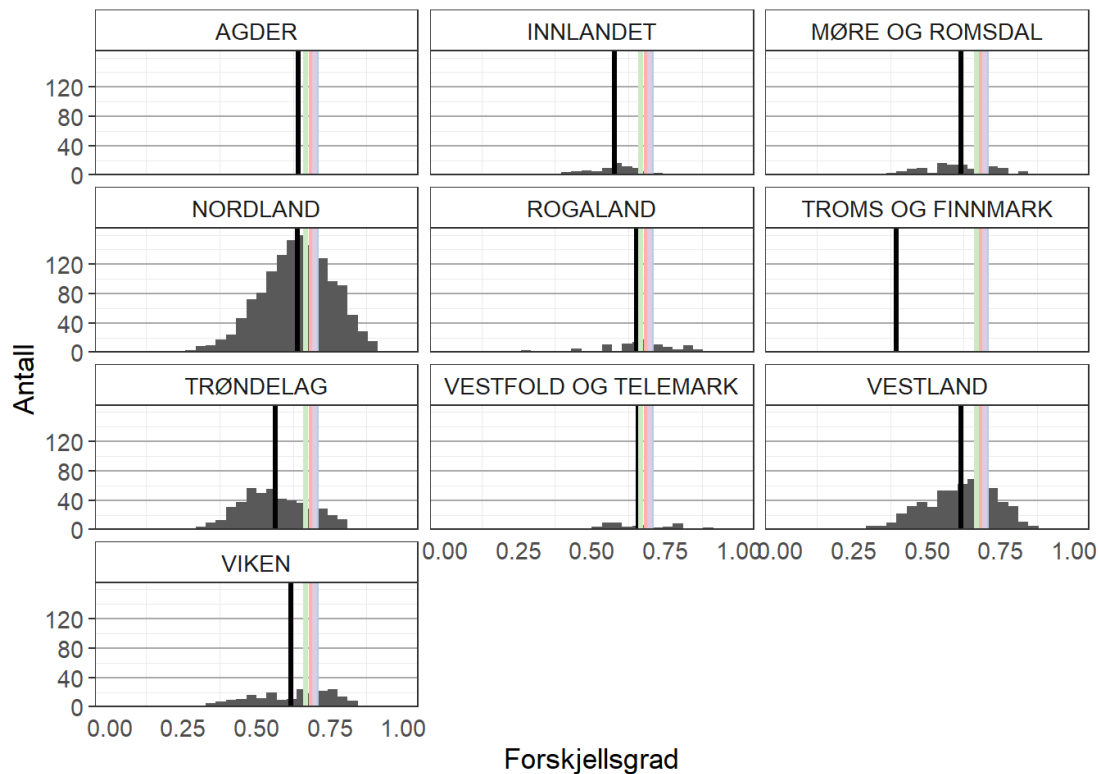
Figur 8: Antall registreringer av arter med minst to forekomster i en dekningsklasse over 50%, fordelt på variabelen Tilstand.

3.2.3 Artssammensetning mellom enger innen fylker og variabelen Tilstand

Vi undersøker artssammensetning mellom enger innen verdier av Tilstand, for å se hvor like eller forskjellige engene er når det gjelder forekomst av arter. Det er en høy grad av forskjell mellom enger innen den samme verdien av Tilstand (Figur 9). Dette betyr at det er mange arter som forekommer i få enger i forhold til antall arter som forekommer i flesteparten av engene i samme Tilstand. Når vi ser på forskjellen mellom enger innen samme fylke (Figur 10) er forskjellen i gjennomsnitt mindre enn den gjennomsnittlige forskjellen innen de forskjellige tilstandene. Med andre ord, artssammensetningen er mer lik enger som er geografisk nærme hverandre, enn enger som er vurdert til samme Tilstand.



Figur 9: Forskjell i artssammensetning mellom semi-naturlige enger innen ulike verdier av variabelen Tilstand. Utregningen er basert på artsforekomstdata og Bray-Curtis forskjellsgrad er benyttet. Forskjellen regnes ut fra artssammensetning mellom alle enger Innen hver verdi av Tilstand. X-aksen viser graden av forskjell, hvor null er ingen forskjell mellom to enger (nøyaktig samme artssammensetning) og 1 er helt forskjellig artssammensetning (ingen felles arter). Y-aksen viser antallet parvise kombinasjoner av enger. De svarte vertikale linjene viser gjennomsnittsforskjellen innen den enkelte verdien av Tilstand.



Figur 10: Forskjell i artssammensetning mellom semi-naturlige enger innen Fylker. Utregningen er basert på artsforekomstdata og Bray-Curtis forskjellsgrad er benyttet. Forskjellen regnes ut fra artssammensetning mellom alle enger Innen hver verdi av Tilstand. X-aksen viser graden av forskjell, hvor null er ingen forskjell mellom to enger (nøyaktig samme artssammensetning) og 1 er helt forskjellig artssammensetning (ingen felles arter). Y-aksen viser antallet parvise kombinasjoner av enger. De svarte vertikale linjene viser gjennomsnittsforskjellen innen det enkelte fylke og de fargede linjene viser gjennomsnittsforskjellen innen de forskjellige verdiene av variabelen Tilstand fra Figur 9.

3.3 Sammenhengen mellom arter og verdier av Tilstand

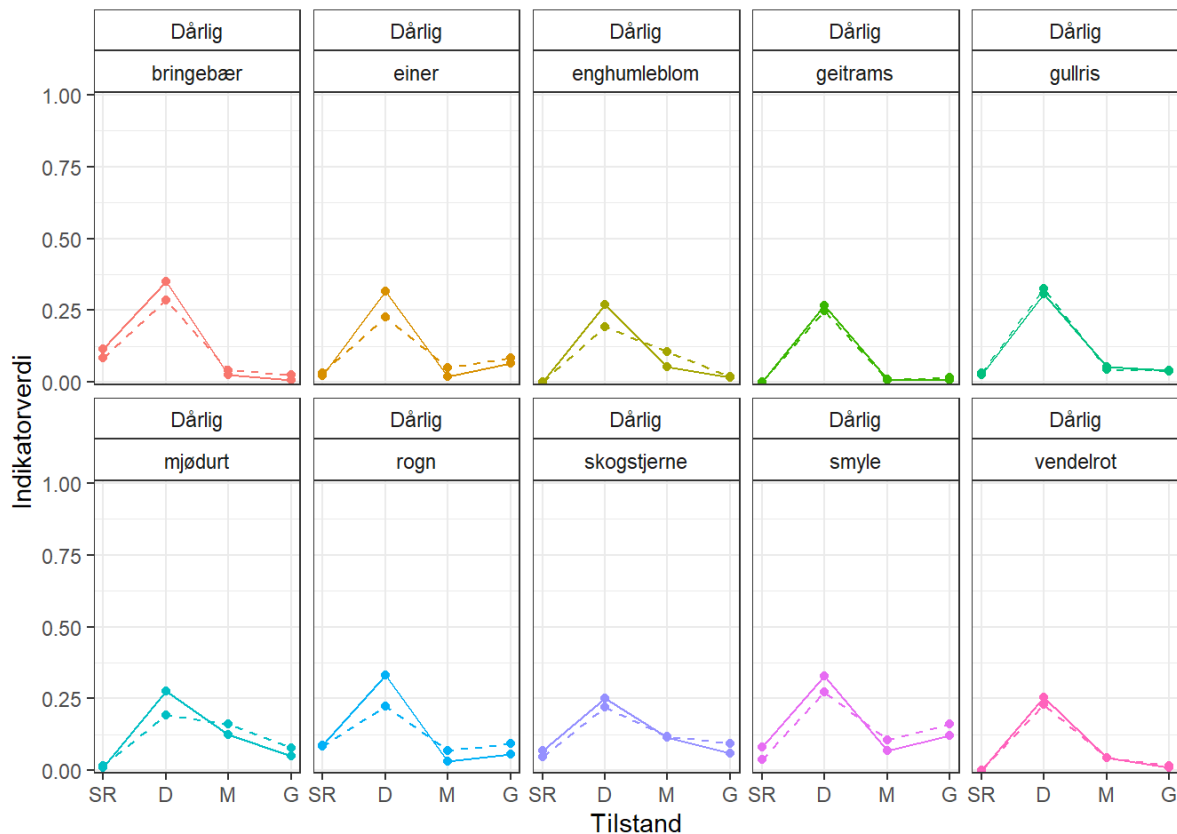
Med utgangspunkt i oppsummeringene over, kan vi undersøke om det er noen arter som egner seg som enkeltartsindikatorer.

For at en art skal fungere som indikator må den respondere på de påvirkningsfaktorer som vi vet er viktig for å opprettholde semi-naturlig eng og artsmangfoldet, hovedsakelig endringer i jordbruket og mangel på skjøtsel (Hovstad et al. 2018). I forbindelse med tilstandsvurdering som en del av lokalitetskvalitetsfastsetting for naturtyper etter Miljødirektoratets instruks, er de viktigste påvirkningsfaktorene aktuell bruk og suksesjon (primærvariabler), samt gjødsling og forekomst av fremmede arter (sekundærvariabler). Dersom arter responderer på disse viktige påvirkningsfaktorene kan de egne seg som indikatorer. Vi har derfor undersøkt sammenhengen mellom tilstedeværelse av arter og variabelen Tilstand i ASO som grunnlag til å vurdere arters egnethet som indikator.

En enkel fremgangsmåte for å studere hvorvidt en art egner seg som en indikatorart, er å se på fordelingen av arten innen en verdi av Tilstand, sammenlignet med den totale fordelingen (Dufrêne et al. 1997). For alle arter beregnes en indikatorverdi mellom null og én, hvor null betyr at arten ikke indikerer verdien av Tilstand og indikatorverdi én betyr at arten utelukkende indikerer den gitte verdien av Tilstand. En sterk indikatorart er en art som forekommer hovedsakelig i én verdi av Tilstand og i majoriteten av engene med denne verdien av Tilstand. For verdiene *dårlig* og *god* av variabelen Tilstand har vi oppsummert de 10 artene som har de høyeste indikatorverdiene. En indikatorverdi går fra null (ingen indikasjon av verdien til Tilstand) til én (arten forekommer utelukkende i verdien av Tilstand og i alle enger med denne verdien). Figurene for verdiene *svært redusert* og *moderat* av variabelen Tilstand finnes i Vedlegg 1.

3.3.1 Indikatorarter for *dårlig* verdi av variabelen Tilstand

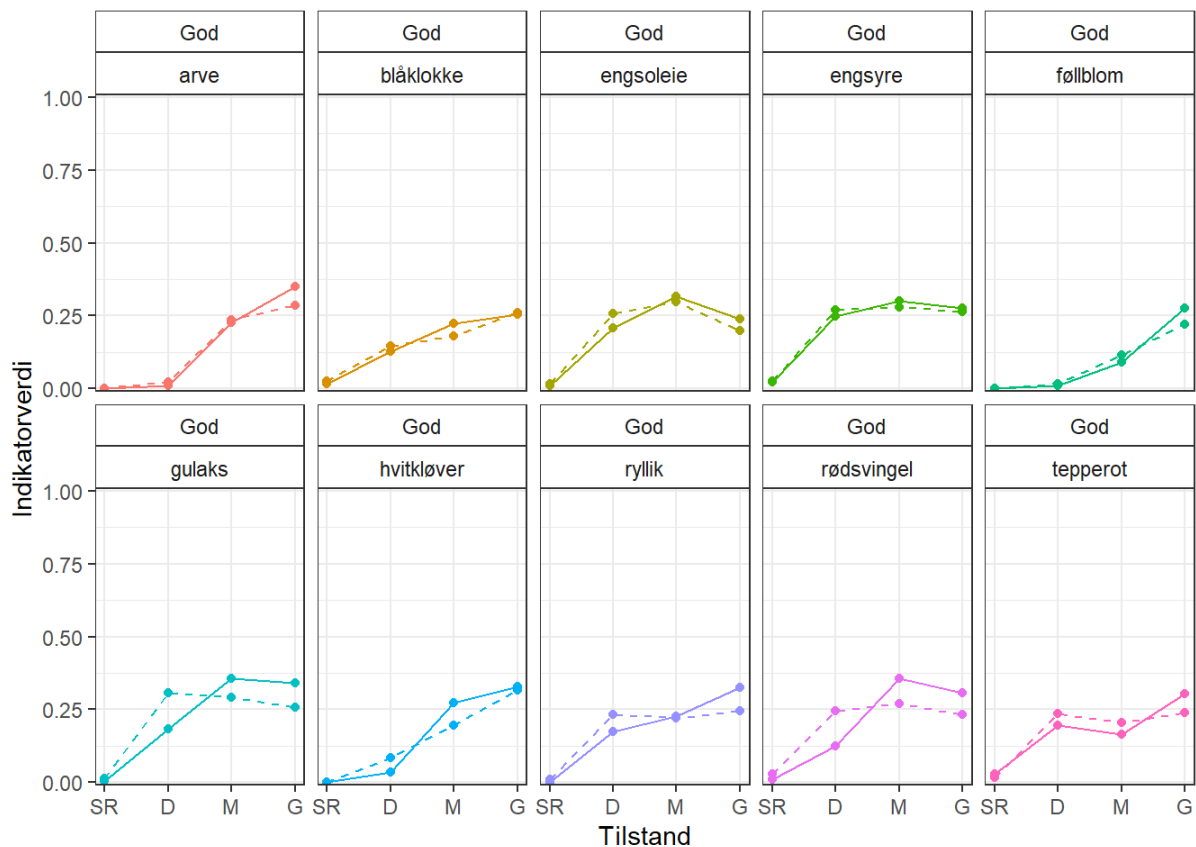
De 10 artene som viser høyest indikatorverdi for dårlig tilstand er stort sett arter som er kjent for å dominere ved suksesjon i semi-naturlig eng på grunn av opphør i skjøtsel (Figur 11). Artene er enten høyvokste, har brede dekkende blad og danner tette bestander. Alle arter har tydelig sitt høyest assosiasjonsnivå med dårlig tilstand, hvor kurvene har et tydelig toppunkt for verdien *dårlig* (Tilstand 'D' i Figur 11). Likevel har ikke disse artene en høy indikatorverdi (av et maksimum på én) fordi de enten forekommer i andre tilstandsklasser eller forekommer i en liten andel av engene med verdien *dårlig* i Tilstand.



Figur 11: De ti artene med høyest indikatorverdi for enger med verdien dårlig i variabelen Tilstand. De heltrukne linjene er basert på forekomstdata, mens de stiplede linjene er vektet med dekningsklassene til artene. En indikatorverdi går fra null (ingen indikasjon av verdien til Tilstand) til én (arten forekommer utelukkende i verdien av Tilstand og i alle enger med denne verdien). Tilstand har fire mulige verdier: svært redusert (SR), dårlig (D), moderat (M) og god (G).

3.3.2 Indikatorarter for *god* verdi av variabelen Tilstand

Figur 12 viser de 10 artene som har den høyeste indikatorverdi for god tilstand. Dette er arter som er tilpasset ekstensiv skjøtsel med beite eller slått og svært lite gjødsel. Artene er lavvoksende og lyskrevende og svært vanlige i semi-naturlig eng. Flere arter som engsoleie, engsyre, men også gulaks og rødsvingel viser høyere indikatorverdi for moderat tilstand og har derfor ikke så god indikatorstyrke for god tilstand isolert sett. Dette kjennetegnes ved at kurvene ikke har kun ett toppunkt. Artene er vanlig arter som forekommer i semi-naturlig eng, men noen arter tåler mer næringsrike forhold som for eksempel i oppdyrka varig eng. I en gjengroingsprosess øker ofte tilgjengelighet av næringsstoffer, som er grunnen til hvorfor disse artene også ofte er representert i *moderat* og *dårlig* verdi av Tilstand.



Figur 12: De ti artene med høyest indikatorverdi for enger med verdien god i variabelen Tilstand. De heltrukne linjene er basert på forekomstdata, mens de stiplede linjene er vektet med dekningsklassene til artene. En indikatorverdi går fra null (ingen indikasjon av verdien til Tilstand) til én (arten forekommer utelukkende i verdien av Tilstand og i alle enger med denne verdien). Tilstand har fire mulige verdier: svært redusert (SR), dårlig (D), moderat (M) og god (G).

4 Metode for utvikling av indikatorer for åpent lavland basert på ASO data

Her beskriver vi fremgangsmåten for utvikling av nye indikatorer for åpent lavland. Vi går gjennom hvordan referanseverdi kan fastsettes, hvilken betydning vektning har og hvordan usikkerhet i referanseverdi og tilstandsverdi kan inkluderes. Deretter ser vi på eksempler for de forskjellige indikatorene og gjør en vurdering av egnetheten til de ulike indikatorene. Det er verdt å merke seg at vi baserer eksemplene på data fra de to første årene av ASO, så formålet er å illustrere mulighetene som finnes og en ikke en konklusjon på hva som blir de endelige indikatorene.

4.1 Indikatorer

Med utgangspunkt i kriteriesettet for indikatorutvalget innen et hovedøkosystem (Kapittel 1.1), presenterer vi tre forskjellige typer indikatorer som kan basere seg på data fra ASO:

1. **Enkeltartsindikatorer:** forekomst av enkeltarter i kartlagte semi-naturlige enger, som kan knyttes til for eksempel en tilstand for semi-naturlig eng.
2. **Flerartsindikatorer:** forekomst av flere arter i kartlagte enger. Det er stor variasjon i artssammensetning i semi-naturlige enger, både innen forskjellige tilstander og regioner (Figur 9 og 10). Derfor kan det være mer hensiktsmessig å benytte en liste av flere arter som er relevante i beskrivelsen av semi-naturlig eng. Den kan benytte både vanlige og sjeldne arter og være mindre sårbar for mangelen på enkeltarter innen enger og dermed variere mindre.
3. **Variabelindikatorer:** det kartlegges og registreres en rekke variabler i ASO som beskriver forskjellige elementer ved de semi-naturlige engene. Vi ser på hvordan disse kan uttrykkes som indikatorer. En fordel med dette er at de er registrert for alle enger og kan også finnes i andre databaser/kartlegginger.

For alle indikatorer regnes en indikatorverdi ut som den vektete summen av de forskjellige verdiene de ulike indikatorene kan ha (Åström et al. 2019). For eksempel kan indikatorverdien til en enkeltartsindikator basert på forekomstdata (forekomst/fravær) regnes ut som:

$$\text{Indikatorverdi} = \text{«andel forekomst»} \times \text{«vektning forekomst»} + \text{«andel fravær»} \times \text{«vektning fravær»}$$

På samme måte regnes indikatorverdier for flerartsindikatorer og variabelindikatorer, hvor forskjellen er at man har flere ledd i summen fordi det er flere arter eller flere mulige verdier.

Skalering av indikatorer er forholdet mellom indikatorverdier og referanseverdien, indikatorverdien i referansetilstand.

4.2 Referanseverdi

Referanseverdi er en kvantitativ beskrivelse av hvordan indikatoren bør være i et intakt økosystem. For semi-naturlige naturtyper innen åpent lavland defineres referansetilstanden som natur i god hevd, dvs. den hevd som definerer naturtypen (Nybø og Pedersen 2015). I økologisk tilstand er referansetilstanden en videreutvikling av definisjonene i Naturindeks og beskrives som intakt natur. Driftsformer som beite, slått, brann og jakt defineres som en integrert del av de semi-naturlige naturtypene og referansetilstanden (Nybø og Evju 2017). Referansetilstand avhenger av geografisk avgrensning og skala som indikatoren opererer på.

Dersom man har tilstrekkelig med data fra referanseperioden, kan dette benyttes i utregningen av referanseverdi. For semi-naturlig eng er det lite data tilgjengelig fra langt tilbake i tid, så det er tre metoder vi kan bruke for å fastsette referansetilstand.

1. Vi kan benytte data fra ASO til å bestemme en forventet forekomst av enkeltarter eller samfunn av arter som kjennetegner semi-naturlig eng i god hevd (preget av beiting eller slått)
2. Vi kan bruke ekspertvurderinger til å bestemme den samme forventede forekomsten av enkeltarter eller samfunn av arter i god hevd. Dette er enklest å formulere som forventet antall enger som inneholder de aktuelle artene.
3. Vi kan kombinere data og ekspertvurderinger. For eksempel kan data brukes som nedre grense for hva som forventes å finne av enkeltarter. Ekspertvurderinger kan brukes til å justere disse forventningene dersom vi har grunnlag til å tro at for eksempel noen data er underrepresentert, som enger med verdien *svært redusert* for variabelen Tilstand.

4.3 Vekting

Vekting beskriver hvordan de forskjellige verdiene en indikator kan påvirker indikatoren. For eksempel kan en indikator av en enkeltart vektet positivt eller negativt avhengig av hvilken påvirkning arten har på økosystemet. Dersom en indikator kan ha flere verdier, vil vektingen beskrive det relative forholdet mellom de forskjellige verdiene (se for eksempel Åström et al. 2019, s. 13). Vekting av verdier kan også beskrives med funksjoner, som for eksempel kan operere med terskelverdier eller en gradvis endring av indikatoren. For eksempel kan en art med positiv effekt på økosystemet ha en gradvis positiv effekt opp til et terskelnivå, hvor man over denne terskelen definerer indikatoren som konstant (se Figur 1 i Certain et al. (2011) for illustrasjoner av slike kurver). For indikatorer med mange arter er det tilsvarende nødvendig å definere vekting for enkeltarter eller grupper av arter, som beskriver den relative effekten artene har på økosystemet. Skalering av indikatorer gjøres ved å dividere indikatorverdiene med indikatorverdien for referansetilstanden.

4.4 Usikkerhet

Det er viktig å forholde seg til usikkerhet i utviklingen av en indikator. Usikkerhet kan stamme fra data, ekspertvurderinger og/eller metode (Pedersen og Nybø 2015). Dette fordi alle antagelser og data som benyttes har usikkerhet i seg så det er avgjørende å kunne inkludere de viktigste kildene til usikkerhet i indikatorene. I dette prosjektet har vi utviklet et rammeverk for å beregne usikkerhet for ASO data. Vi tar dette med i beregningen ved å modellere usikkerhet i ekspertvurderinger, data og modeller.

4.4.1 Usikkerhet i ekspertvurderinger

Ved fastsetting av referanseverdi, men også ved utregning av nye indikatorverdier, er det mulig å oppgi en forhåndsverdi før man samler inn og inkluderer data. For de indikatorene vi vurderer er det enkleste å tenke på slike forhåndsverdier som antallet enger hvor man finner forekomst av en eller flere arter, eller en gitt verdi av en annen variabel som registreres i ASO. Forhåndsverdien har to viktige egenskaper: den angir hvor mye data som skal til for å endre indikatorverdien og hvor usikker man er i sin fastsetting av forhåndsverdien. I Tabell 1 har vi i et tenkt eksempel sett på hvordan forhåndsverdien påvirkes av innsamlet data. Dersom man vil vektlegge data i størst mulig grad, er det hensiktsmessig å bruke lave antall enger i forhåndsverdien, så lenge det reflekterer den antagelsen man har om referansetilstanden eller indikatorverdien. Hvis man derimot har en sterk oppfatning av hva som er den reelle verdien, øker man antall enger i forhåndsverdien. Enkelt sagt så vil dette angi hvor mange enger som må kartlegges før man vil se endring i indikatorverdien.

Alle indikatorer gjennomgått her baserer seg på multinomiske modeller. Ekspertvurderingene blir da det samme som apriori-fordelinger for de forskjellige parameterne i modellen, som det er enklest å formulere som antallet forekomster i de forskjellige utfallene (verdier). Dette gir enkle sammenhenger mellom ekspertvurderingene og antall forekomster registrert i data (Gelman et al. 2013). Usikkerhet i ekspertvurderingene kan enkelt gjennomføres med simuleringer.

Tabell 1: Tabell som illustrerer fastsetting av forhåndsverdi og usikkerhet oppdatert med innsamlet data. Ved en upresis antagelse om forekomsten av en art, settes forhåndsverdien til 10 av 20 enger (50%). Ved kartlegging av 50 enger finner man arten i 10 av engene og den oppdaterte verdien bli 20 av 70 enger (29%). Hvis man derimot er mer presis i sin antagelse, og setter forhåndsverdien til 100 av 200 enger, får man en mindre endring etter innsamlingen av de samme data til 110 av 220 enger (44%). Tilsvarende kan man oppdatere forhåndsverdier med usikkerhet.

Forhåndsverdi	Usikkerhet	Data	Oppdatert verdi	%
10 av 20 enger	Ingen	10 av 50 enger	20 av 70	29
10 av 20 enger	5 – 15 av 20 enger	10 av 50 enger	15 – 25 av 70 enger	21-36
100 av 200 enger	Ingen	10 av 50 enger	110 av 250 enger	44
100 av 200 enger	50 – 150 av 200 enger	10 av 50 enger	60 – 160 av 250 enger	24-64

Usikkerheten i forhåndsverdien kan enkelt inkluderes ved å oppgi intervaller av for eksempel antall enger med forekomst av en art og deretter regne ut usikkerheten i indikatoren ved hjelp av simuleringer (trekninger) fra usikkerhetsintervallet, men øvre og nedre grense er enkelt å regne ut (Tabell 1).

4.4.2 Usikkerhet i data

Siden vi baserer oss på utvalg og ikke hele «populasjonen» av semi-naturlige enger i Norge, bør vi ta høyde for variasjon i utvalgsdataene. Dette kan gjøres ved å generere nye datasett basert på trekninger av de registrerte engene med tilbakelegging. Dersom man har få enger i datasettet vil det ofte være at de nye datasettene har flere gjentak av den samme enga, som kan gi stor variasjon hvis engene er forskjellige. Etter hvert som datasettet blir større og ett eller flere omløp i ASO er ferdig, vil denne effekten avta fordi sannsynligheten for å trekke den samme enga avtar.

4.4.3 Modellusikkerhet

Indikatorene vi presenterer her kan alle uttrykkes som forekomstdata, enten som forekomst av arter eller fordelingen av forskjellige verdier til variabler, og dermed kan vi bruke resultater om binomiske og multinomiske fordelinger til å beregne forventning og variasjon i indikatorene som gjenspeiler den aktuelle kartleggingsstørrelsen (antall enger).

4.5 Eksempler

Vi har laget en interaktiv applikasjon med eksempler på forskjellige indikatorer (koden er tilgjengelig på <https://gitlab.nibio.no/eriksolbu/indikatorer-fra-aso-til-naturindeks>). Applikasjonen kan støtte utviklingen av indikatorer ved å se hvordan de forskjellige antagelsene som gjøres påvirker indikatorstyrken og grad av usikkerheten. Her presenterer vi noen av mulighetene som vi har med ASO dataene.

4.5.1 Enkeltartsindikator – forekomst av gulaks i semi-naturlig eng

Gulaks er en vanlig stedegen art i flere av naturtypene innen åpent lavland. Den har sin hovedutbredelse i semi-naturlig eng (slåttemark, naturbeitemark), kystlynghei og boreal hei (Elven et al. 2022) og er forholdsvis enkel å artsbestemme i felt. I tillegg viser arten til en viss grad å være en indikator for verdien *god* for variabelen Tilstand i analysen om sammenheng mellom artsforekomster og variabelen Tilstand (Kapittel 3.3.2). Gulaks dekker dermed kriteriene 1-6 og 8 som er satt til indikatorutvalget innen et hovedøkosystem i Naturindeks (Kapittel 1.1) og er derfor benyttet som eksempel på en enkeltartsindikator her.

Fastsetting av referanseverdi

Referanseverdi til denne indikatoren skal beskrive andelen semi-naturlige enger hvor gulaks forekommer. Dette gjøres ved å oppgi et antall enger med gulaks og et antall enger uten gulaks. Til

sammen gir dette forholdet mellom andelen semi-naturlige enger med og uten gulaks. I dette eksempelet bruker vi data tilgjengelig fra ASO til å bestemme referanseverdi ved å se på forekomst av gulaks i enger med *god* eller *moderat* verdi for variabelen Tilstand. Vi bruker her intakte enger med god og moderat tilstand som et estimat på semi-naturlig eng i referansetilstanden med god hevd. Dette kan også representere referansetilstanden intakt natur i økologisk tilstand (Nybø og Evju 2017). Vi har 117 enger med artsregistreringer som har verdien *god* eller *moderat*. Av disse har 106 enger forekomst av gulaks.

Vekting

En enkeltartsindikator som baserer seg på forekomst av arten i semi-naturlige enger kan definere vekting på flere måter. Det enkleste er å vekte alle andeler likt, slik at den observerte andelen forekomst av arten blir indikatorverdien. Alternativt kan man definere terskelverdier for forskjellige andeler av forekomst. For eksempel kan man si at over 50% forekomst er indikatorverdien én, men under 50% er indikatorverdien null. En mer fleksibel fremgangsmåte kan være å bruke en funksjon til å definere ikke-lineære sammenhenger mellom andel forekomst og tilstandsvariabelen, for eksempel $(1 - e^{-ax})/(1 - e^{-a})$, som har verdien én når andelen (x) er én og verdien null når andelen er null og a avgjør hvor liten andelen må være før indikatorverdien begynner å reduseres. I dette eksempelet derimot, lar vi den vektningen være konstant, slik at den observerte andelen bestemmer indikatorverdien.

Fastsetting av indikatorverdi

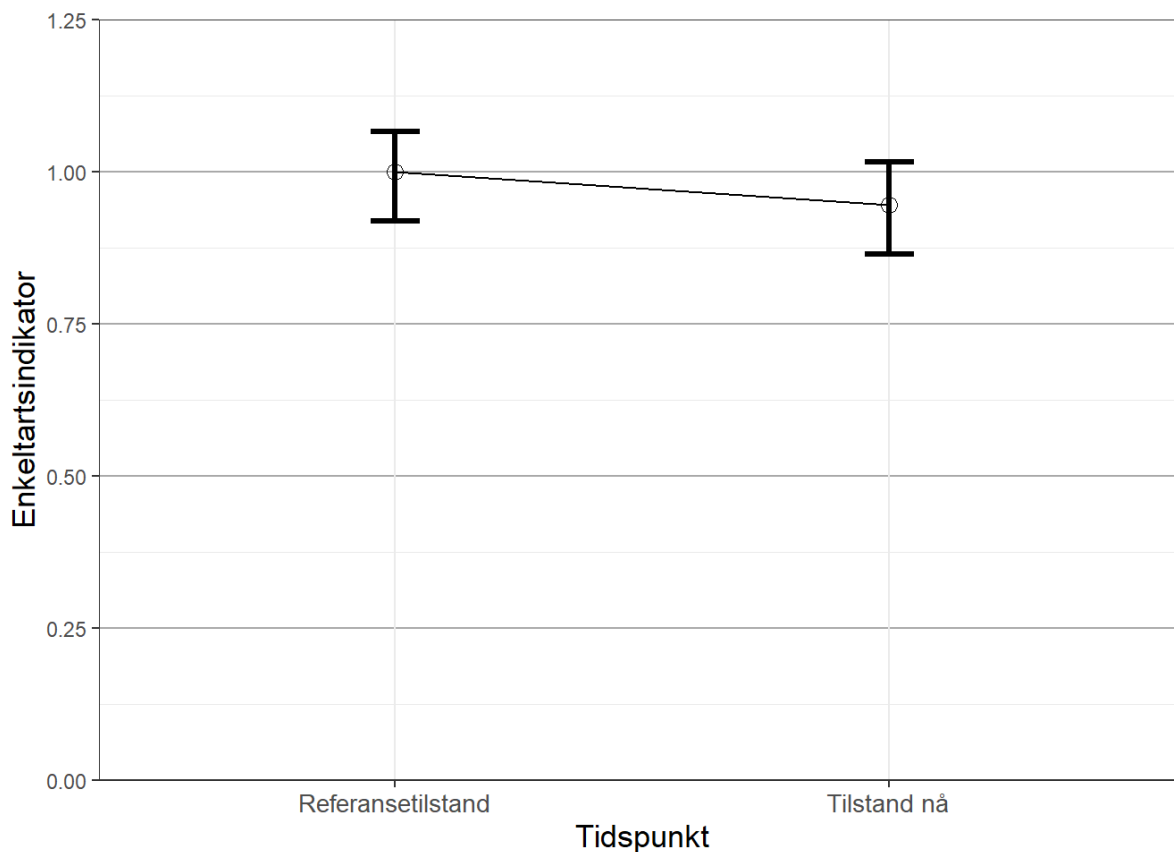
På samme måte som for referanseverdien, bruker vi ASO data til å beregne indikatorverdien pr i dag, det vil si forekomst av gulaks i alle enger registrert i ASO per dags dato. Det er 204 enger med artsregistreringer og 175 av disse har forekomst av gulaks.

Usikkerhet

Vi benytter to nivåer av usikkerhet: usikkerhet i data (Kapittel 4.3.2) og modellusikkerhet (Kapittel 4.3.3). Det første er variasjonen som finnes i utvalget av enger med gulaks og den andre er variasjonen som vi forventer når vi har et utvalg av 204 enger (tilsvarende antall enger med artsregistreringer totalt) og en gitt sannsynlighet for forekomst av gulaks.

Resultat

I Figur 13 har vi illustrert standardisert referansetilstand og indikatorverdi nå basert på data innsamlet i ASO i 2021-22. Det er ikke stor forskjell på indikatorverdien nå og referansetilstanden, siden gulaks forekommer i svært mange av engene med artsregistreringer. Dette betyr at gulaks ikke klarer å differensiere mellom de forskjellige verdiene til variabelen Tilstand. Med usikkerhetsmarginene som er gitt av dataene og modellen, kan vi ikke konkludere med at indikatorverdien nå er forskjellig fra referansetilstanden.



Figur 13: Enkeltartsindikator – forekomst av gulaks i semi-naturlig eng. Figuren viser gjennomsnittsverdien (punkt) til referansetilstand (basert på forekomst av gulaks i semi-naturlige enger med god eller moderat verdi av variabelen Tilstand) og tilstand nå (basert på forekomstdata fra alle enger kartlagt i 2021-22). Et 95% sannsynlighetsintervall er markert med horisontale linjer for hver indikatorverdi.

4.5.2 Flerartsindikator – plantearter i semi-naturlig eng i Nordland og Trøndelag

Her ser vi på sammensetning av arter for enger i Nordland og Trøndelag for å se på hvordan dette kan brukes som en flerartsindikator i Naturindeks for Åpent lavland. Disse fylkene er valgt ut fordi de har mest data tilgjengelig etter kartlegging i 2021-22.

Fastsetting av referansetilstand

På samme måte som for enkeltartsindikatorer skal referansetilstanden beskrive andelen enger hvor de forskjellige artene forekommer. Igjen benytter vi artsforekomster fra enger med verdien 'God' eller 'Moderat' for variabelen Tilstand til å se på den forventede fordelingen av arter i en eng. Vi har henholdsvis 29 og 11 enger i Nordland og Trøndelag med *god* eller *moderat* verdi av variabelen Tilstand med artsregistreringer.

For å finne forventet fordeling av artene i referansesamfunnet trekker vi tilsvarende antall enger med tilbakelegging, som gjentas 1000 ganger, og bruker dette som fordeling av hver enkelt art. Dette tar hensyn til eventuell samvariasjon mellom arter innen enger.

Vekting

For å sette en vektning for hver enkelt art i samfunnet trenger man kunnskap om hvilken art som er typiske for semi-naturlig eng. Man kan bruke ulike kilder til data om dette og vi har i dette eksemplet valgt å bruke kjenneteggende arter for semi-naturlig eng i NIN2 (se for eksempel <https://www.artsdatabanken.no/NiN2.o/T32-C-1>). Dersom en art ikke finnes i denne listen, gir den ingen verdi til indikatoren. Videre differensierer vi arter slik at livskraftige (LC) arter har vektning 3,

nær truet (NT) har vektning 2 og alle andre arter har vektning 1. Det vil si at en endring i andelen av en livskraftig art har en og en halv gang så stor effekt på indikatoren som en endring i andelen av en art som er nær truet.

Fastsetting av indikatorverdi

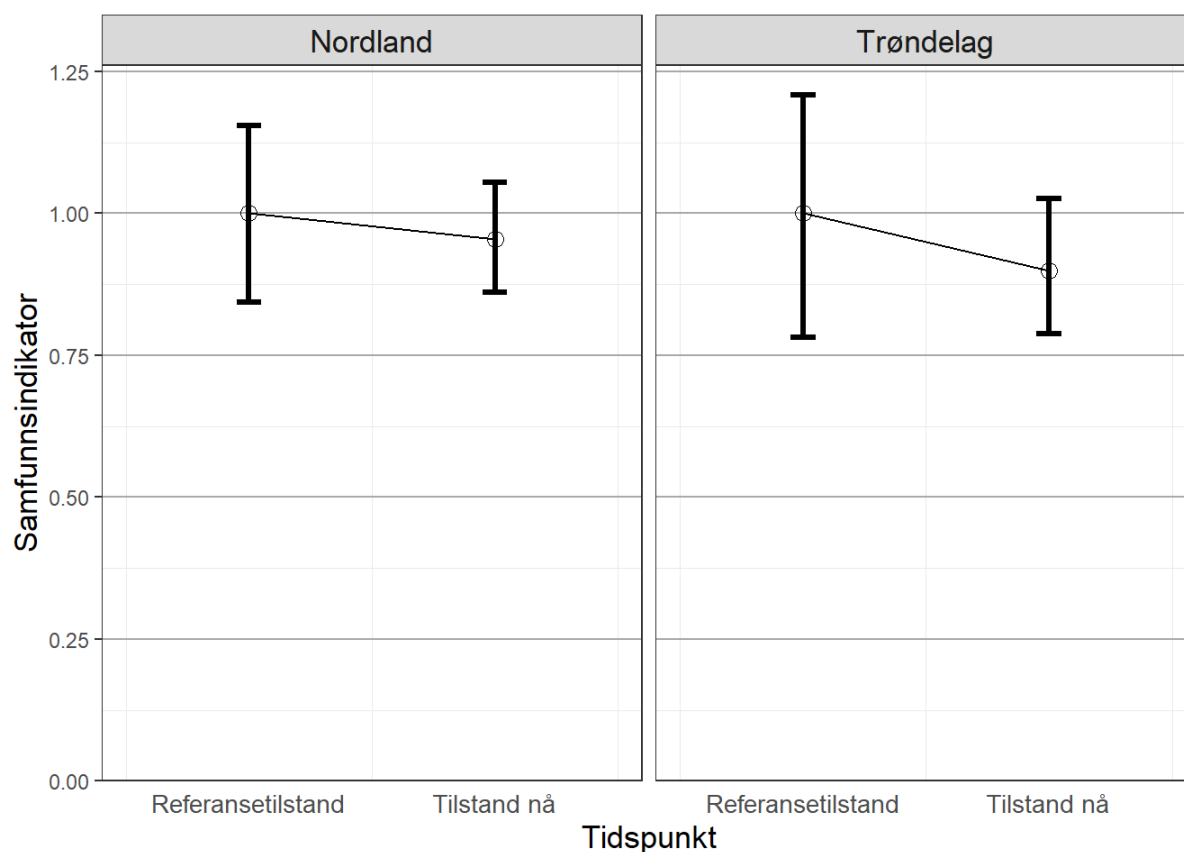
Det er samlet inn artsdata fra til sammen 53 enger i Nordland og 31 enger i Trøndelag. Forekomstdata av artene blir brukt til å bestemme indikatorverdien ved å multiplisere forekomstandelen med vektningen til den enkelte art.

Usikkerhet

Det er tatt hensyn til usikkerhet i data ved å trekke nye sett av enger på samme måte som beskrevet i 'Fastsetting av referansetilstand' ved fastsetting av indikatorverdi.

Resultat

I Figur 14 har vi illustrert standardisert referansetilstand og tilstanden basert på data innsamlet i ASO i 2021-22. Igjen ser vi en svak negativ endring i indikatoren. Usikkerheten er størst i referansetilstanden i Trøndelag, siden denne er basert på det minste antallet enger, mens usikkerheten er minst for indikatorverdien nå i Nordland, med flest kartlagte enger. En utfordring med denne indikatoren er at de habitatspesifikke artene ikke nødvendigvis er tilpasset regionene som dataene er hentet fra. I Nordland har vi heller ikke enger med verdien 'Svært redusert' for variabelen Tilstand, som kan svekke analysen for dette fylket.



Figur 14: Flerartsindikator – plantearter i semi-naturlig eng i Nordland og Trøndelag. Figuren viser gjennomsnittsverdien (punkt) til referansetilstand (basert på artsforekomster av kjennetegnende arter, i semi-naturlige enger i god eller moderat verdi av variabelen Tilstand) og tilstand nå (basert på alle enger med artsregistreringer kartlagt i 2021-22). Et 95% sannsynlighetsintervall er markert med horisontale linjer for hver indikatorverdi.

4.5.3 Variabelindikator – Tilstand semi-naturlig eng

Her ser vi hvordan variabelen Tilstand fra ASO kan brukes som indikator. Den kartlegges ved bruk Miljødirektoratets kartleggingsinstruks av naturtyper etter NiN og er basert på NiN2-variablene Aktuell bruk og Rask suksessjon, samt variablene Gjødsling og Fremmedartsinnslag. Mulige verdier for variabelen er *god*, *moderat*, *dårlig* og *svært redusert*.

Fastsetting av referanseverdi

Referanseverdi skal som nevnt beskrive hvordan indikatoren bør være i et intakt økosystem. For en variabelindikator, eller andre variabler med mer enn to verdier, må vi sette en referanseverdi for hver mulig verdi variabelen kan ha. Vi har oppsummert vår ekspertvurderte referanseverdi for variabelen i Tabell 2. Vi antar at i et intakt økosystem var nær sagt alle semi-naturlige enger i bruk, så vi antar at andelen enger med variabelverdi *svært redusert* er tilnærmet lik null.

Vekting

Vekting av de forskjellige verdiene i Tilstand beskriver den relative verdien semi-naturlige enger har i forhold til hverandre, avhengig av Tilstand. I vårt eksempel, oppsummert i Tabell 2, setter vi for eksempel vektingen av en *moderat* eng til å være 80% av en *god* eng, mens en *dårlig* eng er kun vektet 10% sammenlignet med en *god* eng.

Tabell 2: Eksempel på ekspertvurdering av referansetilstand med usikkerhet for variabelindikatoren basert på variabelen Tilstand. Referanseverdi kan leses som antallet enger av det totale antallet enger i referansetilstand. Usikkerhet er et intervall av mulige referanseverdier som brukes i utregningen av usikkerheten i referanseverdi. Vekting beskriver den relative verdien av de forskjellige verdiene variabelen Tilstand kan ha i forhold til hverandre.

Variabelverdi	Referanseverdi	Usikkerhet	Vekting
God	70	60-90	1.0
Moderat	20	10-30	0.8
Dårlig	10	5-15	0.1
Svært redusert	0	0-5	0

Fastsetting av indikatorverdi

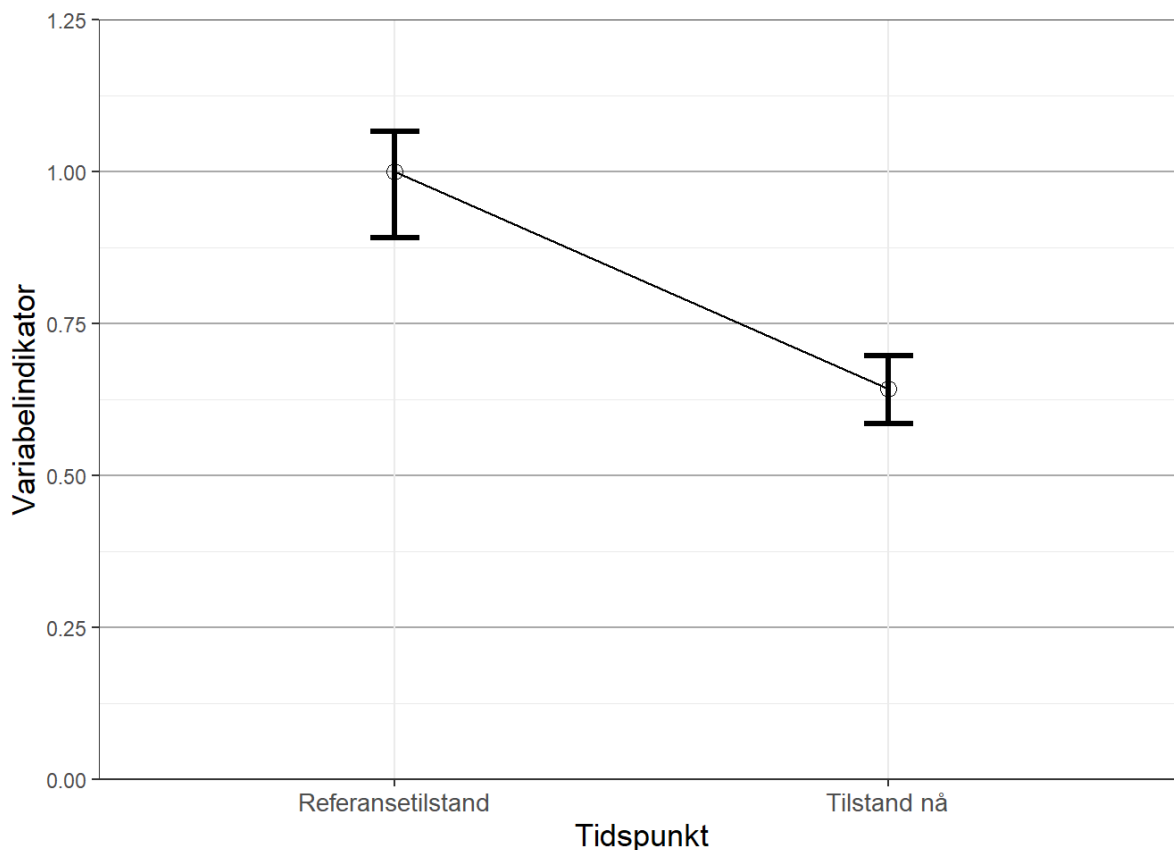
I dette eksempelet antar vi at data som er samlet inn fra ASO i 2021-22 representerer hele Norge, slik at indikatoren beskriver gjennomsnittlig Tilstand nasjonalt. Indikatorverdien regnes ut som den vektete summen av alle registreringer av variabelen Tilstand fra 293 enger med vektene i Tabell 2. En standardisert indikatorverdi er indikatorverdien delt på den vektete summen av referanseverdier i Tabell 2.

Usikkerhet

Vi benytter usikkerhet i ekspertvurderingene (Kapittel 4.3.1) ved å fastsette intervaller omkring referanseverdiene som vi mener er realistiske og bruker dette til å generere en fordeling av mulige referanseverdier. For usikkerheten til den nåværende indikatorverdien trekker vi nye verdier for variabelen basert på de observerte antallene av de forskjellige verdiene variabelen kan ha (Kapittel 4.3.3).

Resultat

I Figur 15 har vi illustrert standardisert referansetilstand og tilstanden nå basert på data innsamlet i ASO i 2021-22. Variabelindikatoren viser en tydelig reduksjon av indikatorverdien sammenlignet med referansetilstand.



Figur 15: Variabelindikator for variabelen Tilstand. Figuren viser gjennomsnittsverdien (punkt) til referansetilstand som er basert på en ekspertvurdering med usikkerhet, og gjennomsnittsverdien (punkt) til Tilstand nå er basert på ASO data fra 2021-22. Et 95% sannsynlighetsintervall er markert med horisontale linjer for hver indikatorverdi.

4.5.4 Variabelindikator – dekning gulaks

For å utnytte dekningsdata som samles inn for artene, som vist i Figur 8 har noen arter høy dekningsklasse i enger med 'God' eller 'Moderat' verdi for variabelen Tilstand. Siden dekningsklassene er en variabel med mer enn to mulige verdier kan vi bruke fremgangsmåten for variabelindikatorer til å lage indikatorer basert på dekningsklasser til arter. I dette eksempelet bruker vi dekningsklassen til gulaks.

Fastsetting av referanseverdi

Vi bruker data fra enger med *god* eller *moderat* verdi i variabelen Tilstand til å lage en fordeling som beskriver referanseverdien til indikatoren som kan være et eksempel på en beskrivelse av god hevd. Vi trekker nye sett med enger og ser på hvordan fordelingen til dekningsklassen av gulaks varierer.

Vekting

I Tabell 3 har vi gitt et eksempel på vekting av de forskjellige dekningsklassene som vi bruker i utregningen av indikatoren. Her er antagelsen at endringer i dekningsklasse har størst betydning i de høyeste dekningsklassene sammenlignet med de minste dekningsklassene.

Tabell 3: Eksempel på vekting av forskjellige dekningsklasser for arter.

Dekningsklasse	Dekningsintervall	Vekting
0.1	<1%	0
1	1-6,25%	0
2	6,25-12.5%	0,1
3	12.5-25%	0,2
4	25-50%	0,8
5	50-75%	1,6
6	75%-90%	2,0
7	>90%	3,0

Fastsetting av indikatorverdi

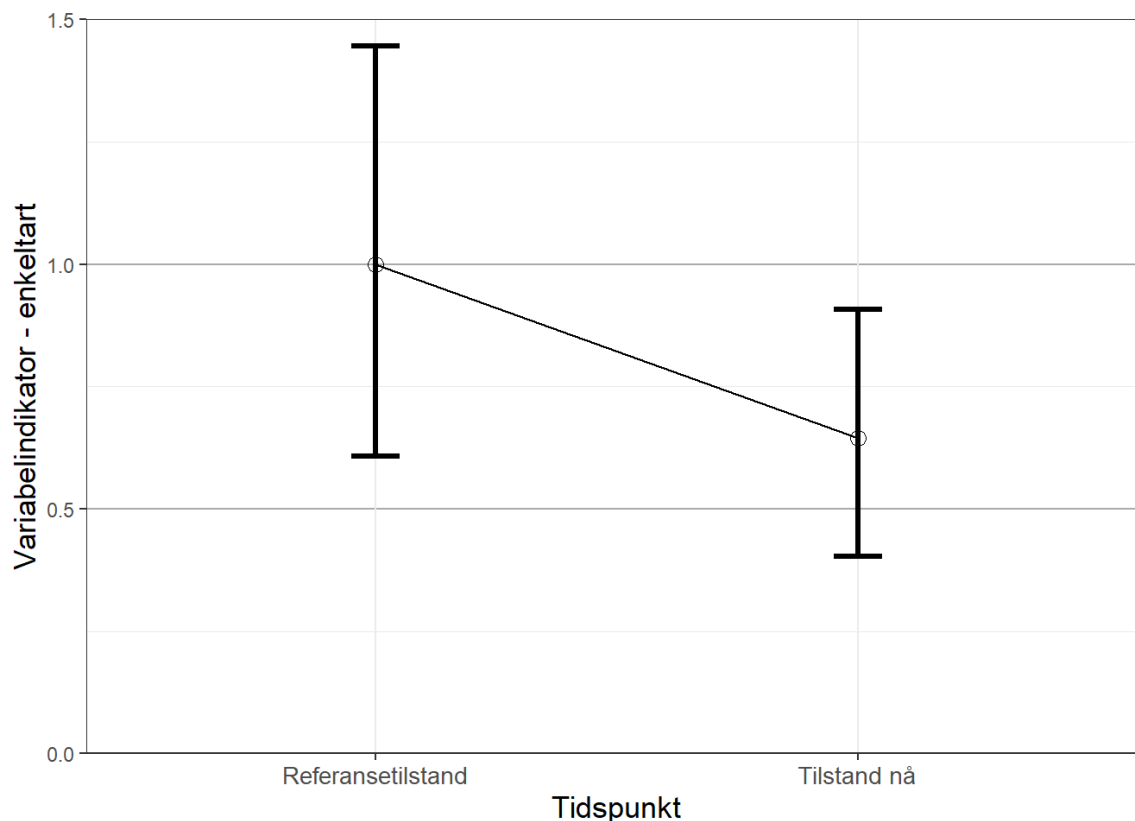
Indikatoren defineres som den vektete summen av alle dekningsklasser for gulaks. På samme måte som for referanseverdien, bruker vi de innsamlede dataene til å undersøke variasjonen i utvalget, men denne gangen for alle enger med artsregistreringer.

Usikkerhet

I dette tilfellet har vi brukt dataene til å generere usikkerheten i referanseverdi og den nåværende indikatorverdien (Kapittel 4.3.2).

Resultat

I Figur 16 ser vi resultatet av variabelindikatoren basert på dekningsklasser for gulaks. Vi ser en tydelig reduksjon, men usikkerheten er stor for referansetilstanden. Årsaken til den store usikkerheten er at det er få enger som har høy dekningsklasse for gulaks (11 enger i Figur 8), slik at når vi genererer nye utvalg kan det ofte være veldig få eller veldig mange enger som har høy dekningsklasse for gulaks.



Figur 16: Skalert variabelindikator basert på dekningsklassene for gulaks. Figuren viser gjennomsnittsverdien (punkt) til referansetilstand (basert på alle enger med verdien god eller moderat Tilstand) og tilstand nå (basert på alle enger kartlagt i 2021-22). Et 95% sannsynlighetsintervall er markert med horisontale linjer for hver indikatorverdi.

4.5.5 Variabelindikator – dekningsklasser av flere arter

Dette er en utvidelse av variabelindikatoren for dekning av gulaks, hvor vi benytter flere arter som alle har høy dekningsklasse i enger med *god* eller *moderat* verdi i variabelen Tilstand. Antagelsen her er at det er mange arter som kan ha høy dekningsklasse i enger med *god* eller *moderat* verdi i variabelen Tilstand og dermed vil en indikator som består av flere arter kunne bedre fange opp endringer i miljøet.

Fastsetting av referanseverdi

Vi ser på alle arter som har dekningsklasse 50% eller høyere i alle enger med *god* eller *moderat* verdi i variabelen Tilstand, i alt 25 arter. Deretter bruker vi data fra enger med *god* eller *moderat* verdi i variabelen Tilstand til å lage en fordeling som beskriver referanseverdien til indikatoren. Vi trekker nye sett med enger og ser på hvordan fordelingen til dekningen av disse artene varierer.

Vekting

Vi bruker den samme vektningen av de forskjellige dekningsklassene som vi brukte i utregningen av variabelindikatoren for dekning av gulaks (Tabell 3). Dersom fordelingen av dekningsklasser for de utvalgte artene avviker fra referanseverdien, for eksempel ved at det generelt er en høyere andel i de laveste dekningsklassene, vil indikatorverdien bli lavere enn referanseverdien.

Fastsetting av indikatorverdi

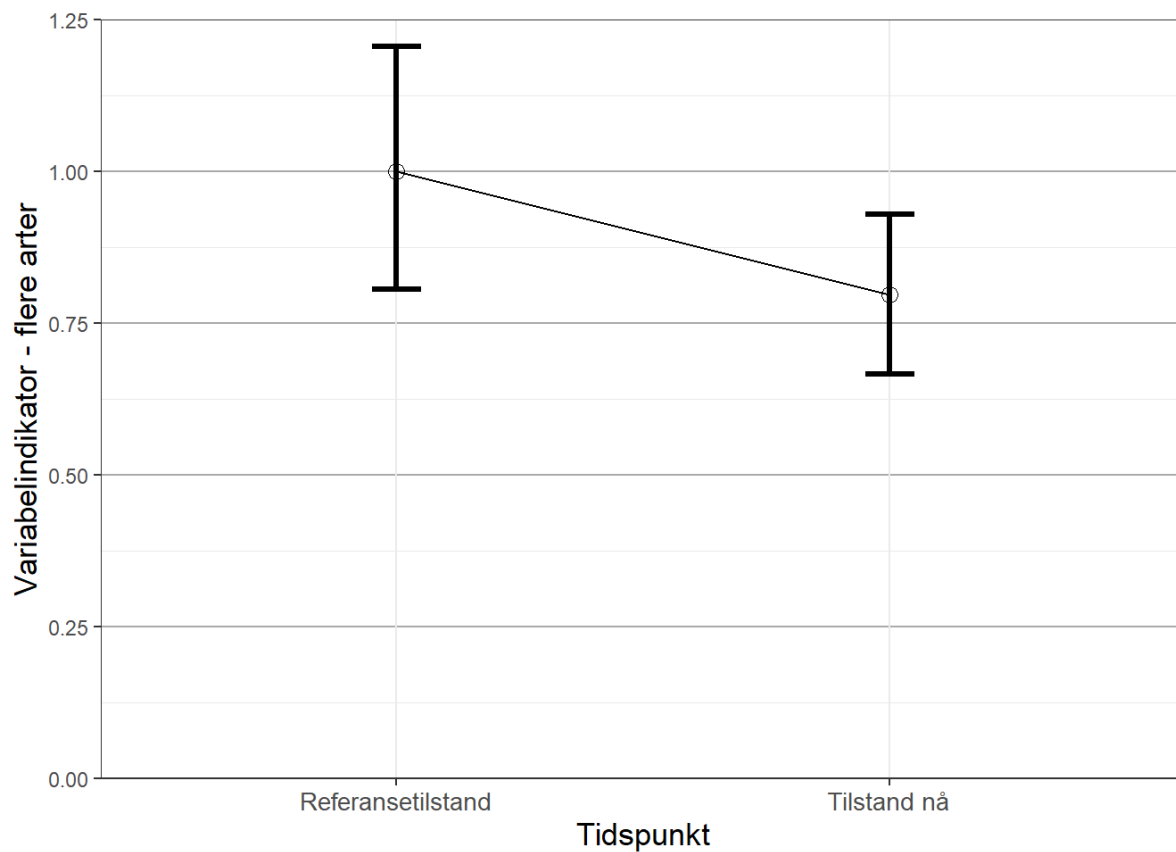
På samme måte som for referanseverdien, bruker vi de innsamlede dataene til å undersøke variasjonen i utvalget, men denne gangen for alle enger med artsregistreringer.

Usikkerhet

I dette tilfellet har vi brukt dataene til å generere usikkerheten i referanseverdi og den nåværende indikatorverdien (Kapittel 4.3.2)

Resultat

I Figur 17 ser vi resultatet av variabelindikatoren basert på dekningsklasser for 25 arter. Vi ser en reduksjon, og usikkerheten er mindre enn for variabelindikatoren basert på dekning av gulaks. Årsaken til at reduksjonen er mindre i dette tilfellet kan være at noen av artene som har høy dekningsklasse i enger med *god* eller *moderat* verdi i variabelen Tilstand, også kan ha høy dekningsklasse i enger med *dårlig* eller *svært redusert* verdi.



Figur 17: Skalert variabelindikator basert på dekningsklasser for flere arter. Indikatoren er basert på 25 arter som alle har minst 50% dekning i enger med verdien *god* eller *moderat* verdi for variabelen *Tilstand*. *Figuren viser gjennomsnittsverdien (punkt) til referansetilstand (basert på alle enger med god eller moderat verdi for variabelen Tilstand) og tilstand nå (basert på alle enger kartlagt i 2021-22). Et 95% sannsynlighetsintervall er markert med horisontale linjer for hver indikatorverdi.*

5 Vurdering av flyfoto som data til referansetilstand

Referansetilstand for semi-naturlig eng er definert av god hevd. Det betyr at engen er i bruk med beite eller slått og uten gjengroing. For den ekspertvurderte indikatoren «tilstand semi-naturlig eng og strandeng» i Naturindeks er referanseverdien definert ved at areal med semi-naturlig slåtte- og naturbeitemark, er i god hevd (dvs. indikatoren har da verdien 1). Fastsetting av referanseverdier for denne indikatoren er basert på ekspertvurderinger, der det er lagt vekt på å vurdere areal av semi-naturlige naturtyper som har en verdi i forhold til bevaring av biologisk mangfold (https://www.naturindeks.no/Indicators/tilstand_gras_og_urterik_mark).

Vi har her vurdert om flybildetolking utført i ASO vil kunne brukes som en del av kunnskapsgrunnlaget for fastsetting av referansetilstand til indikatoren «tilstand semi-naturlig eng og strandeng» eller for eventuelt nye indikatorer som omhandler tilstand til semi-naturlig eng. Norge har i dag sammenhengende dekning av flyfoto, tilgjengelig som ortofoto. Flyfotografering i Norge har gjerne omløpstid med 5-10 års intervaller, hvilket gjør denne type datasett godt egnet for overvåkning og inngår derfor som et datagrunnlag i ASO. Metoden innebærer manuell tolking av flyfoto hvor man ser på et utvalg variabelindikatorer, og hvordan disse kan beskrive en naturtype med god hevd. Det ble her tatt utgangspunkt i to variabler for angivelse av referansetilstand; *rask suksesjon* og *dekning tresjikt*. Suksesjonstilstand og dekning av tresjikt vil begge være en aktuell beskrivelse av hevd for semi-naturlig eng.

For 35 tilfeldig valgte ASO-enger i Trøndelag som allerede var verifisert og avgrenset i felt ble stadier av suksesjon og tresjikt tolket ut fra flyfoto fra to ulike tidssnitt: 1. eldste flyfoto tilgjengelig av enga i Norge i bilder, 2. flyfoto med dato omtrent mellom eldste flyfoto tilgjengelig og feltarbeidet utført i ASO. Flyfototolkingen er sammenstilt med data fra feltkartlegging av de samme engene i 2021.

Resultatene viser at de aller fleste engene er tolket å være «i bruk» og hadde ingen eller svært lite tresjikt (Tabell 4) for begge flyfotoårstall. Ved feltarbeidet var det et færre antall enger som var tolket som i bruk og det var et større antall av engene med mere tresjikt sammenlignet med begge tidspunktene for flyfototolking. Flyfototolkingen viser at de fleste enger er åpne uten gjengroing i 1955 og 1991. Dette tolker vi som om engene var på disse tidspunktene i god hevd og samsvarer med det som er vurdert ved bruk av ekspertvurderinger for indikatorene «tilstand semi-naturlig eng og strandeng».

Våre resultater viser at flyfototolking har potensiale som datakilde for referansetilstand innen semi-naturlig eng. Det imidlertid en kostbar metode å benytte sammenlignet med ekspertvurderinger. Det er også en utfordring at det ikke finnes eldre flyfoto over Nord Norge tilgjengelig i Norge i Bilder. Vi vurderer derfor at det er mer egnet å benytte seg av de metodene som er beskrevet i Kapittel 4 for beregning av verdier for referansetilstand basert på data fra ASO eller bruk av ekspertvurderinger.

Tabell 4: Antall enger som ble flybildetolket for trinn innen rask suksesjon a) og tresjiktsdekning b) ved bruk av flyfoto fra 1955 og 1991, og feltregistreringer av de samme engene i 2021. Totalt ble 35 ASO enger flybildetolket

Antall enger som ble flybildetolket for trinn innen rask suksesjon								
Rask suksesjon	i bruk	Brakkleggings-fase	tidlig gjenvekst-suksesjonsfase	sein gjenvekst-suksesjonsfase	Etter-suksesjonsfasen			
Flyfoto:1955	32	0	3	0	0			
Flyfoto:1991	27	2	4	2	0			
Felt: 2021	17	1	12	5	0			
Antall enger som ble flybildetolket for trinn innen tresjiktsdekning								
Tresjikt	<1%	1-6,25%	6,25-12.5%	12.5-25%	25-50%	50-75 %	75-90%	>90%
1955	14	6	6	4	4	0	1	0
1991	5	7	5	5	3	6	4	0
Felt 2021	7	6	3	9	5	2	2	1

6 Oppsummering

Det er per 2020 22 indikatorer (Jakobsson og Pedersen 2020) innen åpent lavland. Fire av disse indikatorene er basert på overvåkingsdata, men ingen er arealrepresentative. Videre er tre plantearter modellbaserte indikatorer, mens de resterende 15 er ekspertvurderte.

Formålet med dette prosjektet har vært å se på hvordan data som samles inn i ASO kan brukes i Naturindeks for å øke andelen med indikatorer basert på overvåkingsdata. Dette har vi gjort ved først å se hvordan artsforekomster kan brukes direkte som indikatorer for endringer i biologisk mangfold, og om tilstandsvariabler om bruksregime er egnet for å vurdere utviklingen av det biologiske mangfoldet knyttet til åpent lavland. Til slutt har vi laget fremgangsmåter for de forskjellige datatypene i ASO for å bruke disse som indikatorer.

Gjennomgangen av ASO data (Kapittel 3) viser først og fremst at semi-naturlig eng kjennetegnes av stor variasjon i artssammensetning. Det viser både forskjellsgradienter som Bray-Curtis av artsforekomster (Figur 9) og enkeltarters evne til å indikere forskjellige verdier av variabelen Tilstand (Figur 11 og 12). Den store variasjon av arter innen semi-naturlig eng viser at artsindikatorer som er utelukkende basert på forekomst ikke er tilstrekkelige for pålitelige tilstandsvurderinger. Det er ingen arter som utelukkende finnes i en eller noen få av tilstandene, god, moderat, dårlig eller svært redusert. De fleste arter forekommer i mange tilstander og det er også vist at mange av de artene som har semi-naturlig eng som sitt hovedhabitat, også kan benytte flere andre habitater i landskapet som for eksempel veikanter (Johansen et al. 2022). Dette viser at artene er tåler mange ulike tilstander og miljøforhold. En av årsakene til dette er at de fleste plantearter er flerårige og dette gjør at det kan være en forsinkelse mellom endringer i miljøforhold og responsen man observerer i populasjonene. Denne effekten kalles for utdøingsgjeld og er spesielt gjeldene for flerårige plantearter hvor hvert individ kan leve i mange år eller er klonale (Johansen et al. 2016). Disse faktorene til sammen gjør det vanskelig å finne enkelte plantearter som fungerer som gode indikatorer i Naturindeks for åpent lavland basert på data fra ASO.

Dersom artsbaserte indikatorer skal brukes må det enten benyttes mange enkeltartindikatorer, en flerartsindikator eller regionale flerartsindikatorer (Figur 9 og 10), eller bruk av dekningsklasser til artene. En utfordring med slike sammensatte artsbaserte indikatorer er å finne gode vekter, det vil si hvor sterk effekt endring i forekomst eller dekning av én art skal ha på indikatoren, (Kapittel 4.2) slik at man klarer å skille enger med god tilstand fra enger med dårlig tilstand. I et slikt utviklingsarbeid kan det også være hensiktsmessig å inkludere usikkerhet i selve vektingen dersom det er vanskelig å fastsette enkeltverdier, på samme måte som vi har illustrert for ekspertvurderinger (Kapittel 4.3.1).

Artsdata i ASO er samlet inn på engnivå som medfører at artsdata ikke nødvendigvis kan kombineres med artsdata fra andre kilder dersom formålet er å bruke artsdata til å beskrive semi-naturlig eng. Mange arter i semi-naturlig eng finnes i andre naturtyper og endringer i forekomst av en art må derfor ikke nødvendigvis gjenspeile samme grad eller årsak til endringer som gjelder utelukkende for semi-naturlig eng. Derimot kan data fra ASO støtte andre analyser som f.eks. ser på total forekomst av én eller flere arter i Norge.

Vi har også vurdert om rødliste arter og/eller problemarter kan brukes i vurdering av Naturindeks for Åpent Lavland. På nåværende tidspunkt er datagrunnlaget for dårlig og funn for få til å kunne vurdere egnethet av rødlistede arter mer grundig (Figur 5). Derfor har vi ikke vurdert rødlistede arter spesifikt i dette prosjektet. Metoden som er utviklet (Kapittel 4) kan imidlertid i prinsippet benyttes til å utvikle indikatorer for både rødlistede og problemarter når datagrunnlaget er tilstrekkelig. Når det gjelder problemarter så er dette et konsept som er under utvikling i ASO og problemarter er derfor ikke vurdert som en indikator i denne omgang. Første omløpet i ASO skal benyttes til å samle inn data om hvilken arter som blir oppfattet som et problem i en semi-naturlig eng og hvilken dekning disse artene

har. Når disse data er samlet inn kan man vurdere om de egner seg til å utvikle en indikator for problemarter i semi-naturlig eng.

Siden artsbaserte indikatorer, spesielt forekomstdata, i mindre grad beskriver forskjellene i variabelen Tilstand, har vi sett på bruk av en indikator som er basert direkte på engenes verdi for variabelen Tilstand. Vurdering av tilstand blir gjort i ASO og som en del av fastsetting av lokalitetskvalitet under kartlegging etter NiN2 for alle definerte naturtyper etter Miljødirektoratets Instruks (Miljødirektoratet 2023). Aktuell bruksintensitet, suksjonsfasen, samt gjødsling og forekomst av fremmede arter inngår i vurderingen av variabelen Tilstand. Variabelindikatoren basert på Tilstand kan representere en indirekte indikator for Åpent Lavland i Naturindeks. Indirekte indikatorer kan i noen tilfeller være enklere å måle enn å kartlegge alle arter som er knyttet til naturtypen (Fremstad et al. 2015). Variabelindikatoren basert på Tilstand i ASO kan også supplere den ekspertvurderte indikatoren «Tilstand semi-naturlig eng og strandeng».

Eksempelet med variabelindikatoren Tilstand viste seg å ha den mest tydelige negative endringen i indikatorverdi sammenlignet med referansetilstand (Figur 15). Variabelindikatoren Tilstand hadde også flest enger som datagrunnlag, siden den ikke var avhengig av artsregistreringer som registreres i en andel av alle ASO-enger (Bär et al 2021a, b). Videre er det mulig å bruke et større datagrunnlag for vurderingen i Naturindeks framover enn bare ASO-data siden denne registrering gjøres i alle NiN-kartlegginger av naturtyper etter Miljødirektoratets Instruks, også for bl.a. kystlynghei og semi-naturlig strandeng som inngår i kategorien Åpent lavland. Dette betyr også at den samme fremgangsmåten kan benyttes for variabelindikatorer i andre naturtyper.

Analysen av ASO-data viser at kartleggingen fanger opp færre enger av 'Svært redusert' tilstand enn det man kan forvente og fører til en mulig skjevhet i datagrunnlaget. Dette kan ha sammenheng med begrenset tilgang på eldre flyfoto i enkelte regioner, noe som gjør det vanskelig å identifisere enger med 'Svært redusert' tilstand. En slik usikkerhet i andelen enger med 'Svært redusert' verdi av variabelen Tilstand kan inkluderes med en ekspertvurdering av den nåværende indikatorverdien hvor man spesifiserer et høyere antall enger med 'Svært redusert' verdi av variabelen Tilstand slik at man krever et større datagrunnlag for at forholdene mellom de ulike verdiene endres (Tabell 1). Uavhengig av hvordan man velger å spesifisere en slik underrepresentasjonen, vil det være mulig å identifisere hvordan indikatorverdien er påvirket av både ekspertvurderinger og innsamlet data.

I metoden for utvikling av indikatorer har vi sett på hvordan både ekspertvurderinger og ASO data kan brukes. Ekspertvurderinger kan være verdifulle i tilfeller hvor man ikke har tilgjengelig data til en indikator. Siden ASO data samles inn på engnivå, kan vi formulere ekspertvurderingene som verdier på samme nivå. For eksempel, en enkeltartsindikator som ikke har gode data for referansetilstand, kan benytte ekspertvurderinger til å beskrive forventet forekomst i enger (Tabell 1). Det er mer intuitivt å beskrive forekomst per eng enn å angi indikatorverdier direkte. Selv om man har en ekspertvurdering kan vi fortsatt inkludere usikkerhet i vurderingene, igjen på et forståelig nivå som f.eks. andel forekomster av et gitt antall enger.

Ekspertvurderinger kan på samme måte gis for indikatorer som ikke har data på nåværende tidspunkt. Når mer data samles inn, kan man oppdatere indikatoren for det aktuelle tidspunktet. Hvordan ekspertvurderingen er formulert vil avgjøre hvor mye data som skal til for å eventuelt endre indikatoren (Tabell 1).

ASO har som formål og samle inn data også til økologisk tilstand. Det er et stort potensial i å benytte data fra ASO til å utvikle indikatorer for økologisk tilstand ettersom dataene er arealrepresentative. Det er tidligere utviklet et forslag til hvilken ASO-data som kan egne seg til indikatorer i økologisk tilstand fore egenskapene primærproduksjon, viktige arter og strukturer, funksjonelle grupper, landskapsøkologiske mønstre, biologisk mangfold og abiotiske faktorer (Bär et al. 2021a). De metodene som vi har beskrevet her for utvikling av både enkeltartsindikatorer, flerartsindikatorer og variabelindikator basert på ASO data kan også egne seg til å utvikle indikatorer for økologisk tilstands.

Parallelt med arbeidet som er gjennomført i prosjektet omtalt i denne rapporten så ledet NINA et prosjekt om utviklingen av indikatorer for økologisk tilstand innen semi-naturlig mark. For å sikre en samkjøring med utviklingsarbeidet som utføres innen semi-naturlig mark i Økologisk tilstand har vi hatt møter med NINA og Miljødirektoratet. Utviklingsprosjektet i NINA var imidlertid ikke ferdigstilt innen dette prosjektet var ferdig og vi har dermed ikke hatt den fulle oversikten over de indikatorer utviklet for semi-naturlig mark i økologisk tilstand.

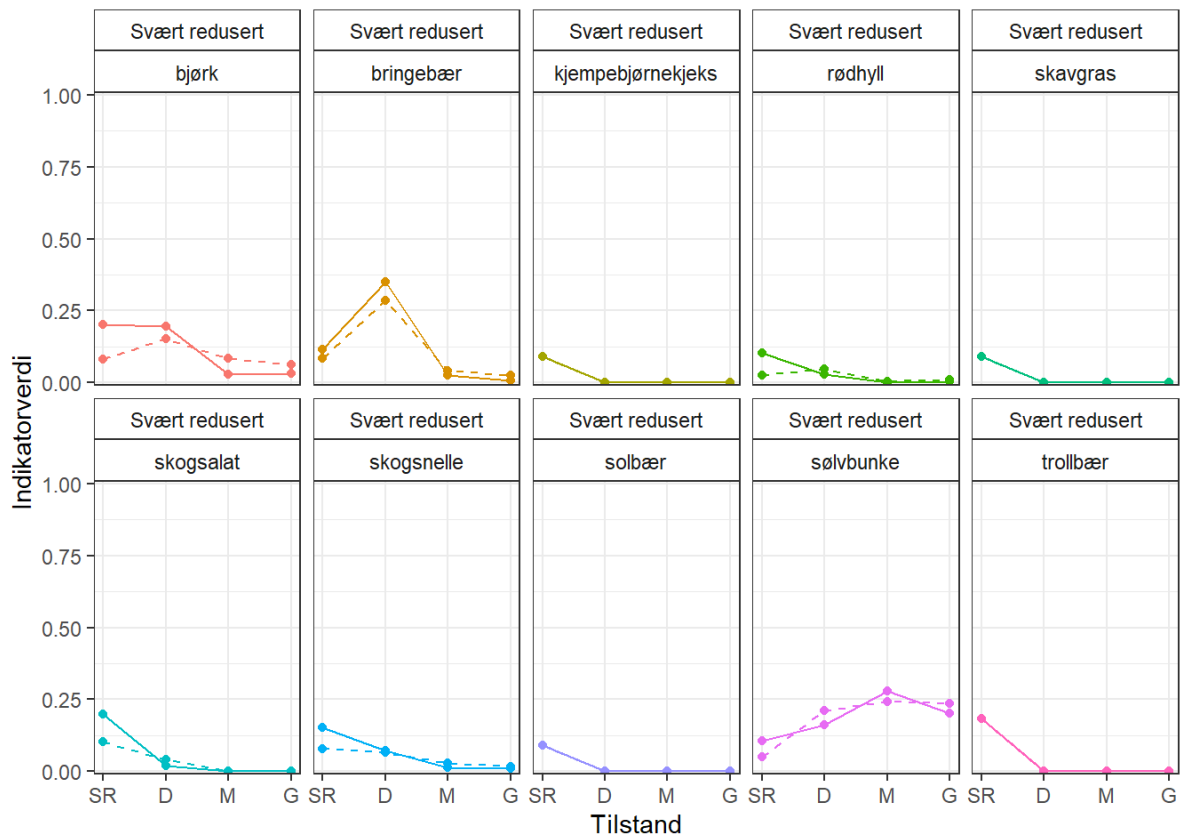
6.1 Anbefalinger

- Indikatorer basert på ASO data bør beregnes når første omdrev av ASO er ferdigstilt i 2025.
- Bruk av variabelindikatorer basert på tilstandsvurderingen jfr. Miljødirektoratets Instruks kan erstatte den ekspertvurderte indikatoren «Tilstand semi-naturlig eng og strandeng» for å gjøre Naturindeks for Åpent Lavland mer basert på data.
- Artsbaserte indikatorer bør ha en grundig vurdering av vekting, for eksempel langs dekningsklasser, og ha regional tilhørighet.
- Usikkerheten i indikatorene bør inkludere alle nødvendige nivåer, ved modellusikkerhet, usikkerhet i datasettet og usikkerhet i ekspertvurderinger.
- Det er nødvendig å få publisert historiske flyfoto for de deler av landet hvor det mangler for å kunne få bedre datagrunnlag for ASO enger med verdien *svært redusert* for variabelen Tilstand. Flyfototolking har potensiale som datakilde for referansetilstand innen semi-naturlig eng, men er en svært kostbar metode å benytte sammenlignet med ekspertvurderinger.

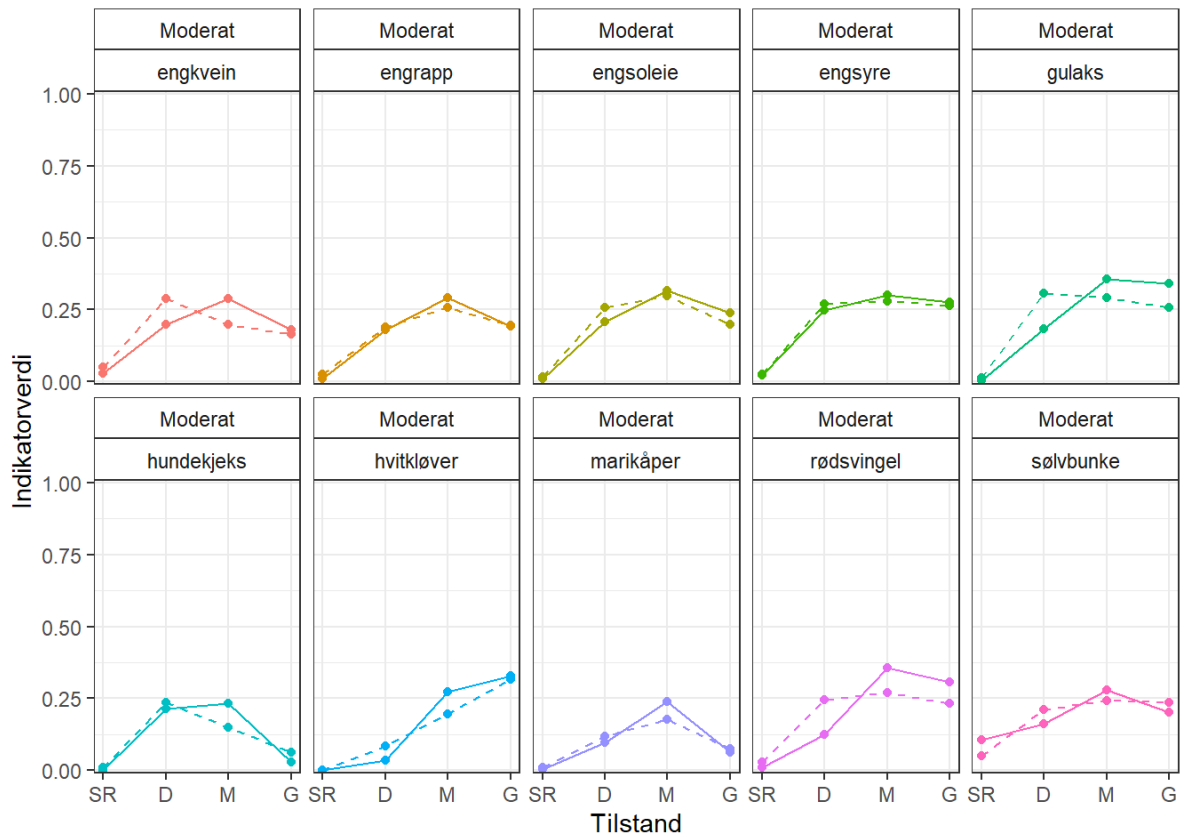
Litteraturreferanse

- Artsdatabanken. 2021. Norsk rødliste for arter 2021. Tilgjengelig på Artsdatabankens nettsider: Norsk rødliste for arter 2021.
- Bär, A. et al. 2021a. Utvikling av nasjonal arealrepresentativ overvåking av semi-naturlig eng (ASO). Uttesting, ferdigstilling og utvalg av områder. NIBIO Rapport 7 (7).
- Bär, A., Solbu, E. & Johansen, L. 2021b. Full-skala nasjonal arealrepresentativ overvåking av semi-naturlig eng (ASO). Erfaring fra 1. Års gjennomføring, og revidering av metoder og feltinstruks. NIBIO Rapport 7 (194). 39s.
- Certain G, Skarpaas O, Bjerke J-W, Framstad E, Lindholm M, et al. 2011. The Nature Index: A General Framework for Synthesizing Knowledge on the State of Biodiversity. PLoS ONE 6(4): e18930.
- Dufrêne M. & Legendre P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. Ecological Monographs, 67(3): 345-366.
- Elven, R., Bjorå, C., Fremstad, E., Hegre, H. og Solstad, H. 2022. Norsk Flora. Samlaget.
- Framstad E (red.). 2015. Naturindeks for Norge 2015. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold.
- Gelman A., Carlin J.B., Stern H.S., Dunson D.B., Vehtari A., & Rubin D.B. 2013. Bayesian data analysis. Third edition. Chapman & Hall/CRC.
- Johansen, L., Wehn, S., Halvorsen, R., Hovstad, K. 2017 Metode for overvåking av semi-naturlig eng i Norge. NIBIO Rapport vol 3(25).
- Johansen, L., Carlsen, T., Hassel, K., Kallioniemi, E., Staverløkk, A., Pedersen, B. & Wehn, S. 2019. Naturindeks for Norge: Evaluering av indikatorer innen åpent lavland. NIBIO rapport 5(84).
- Johansen, L. & Albertsen E. 2020. Åpent lavland. I: Jakobsson, S. og Pedersen, B. (red.) 2020. Naturindeks for Norge 2020. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. NINA rapport 1886.
- Miljødirektoratet 2023. Kartleggingsinstruks. Kartlegging av terrestriske Naturtyper etter NiN2. Veileder. M-2209. 372 s.
- Nybø, S. & Evju, M. (red) 2017. Fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand. Forslag fra et ekspertråd. Ekspertrådet for økologisk tilstand, 247 s. <https://www.regjeringen.no/no/dokument/rapportar-og-planar/id438817/>.
- Pedersen, B. & Nybø, S. (red.) 2015. Naturindeks for Norge 2015. Økologisk rammeverk, beregningsmetoder, datalagring og nettbasert formidling. - NINA Rapport 1130. 80 s.
- Åström, S., Åström, J., Bøhn, K., Gjershaug, J.O., Staverløkk, A., Dahle, S. & Ødegaard, F. 2019. Nasjonal overvåking av dagsommerfugler og humler i Norge. Oppsummering av aktiviteten i 2018. NINA Rapport 1670.

Vedlegg 1: Figurer



Figur A1: De ti artene med høyest indikatorverdi for enger med verdien svært redusert for variabelen Tilstand. De heltrukne linjene er basert på forekomstdata, mens de stiplede linjene er vektet med dekningsklassene til artene. En indikatorverdi går fra null (ingen indikasjon av verdien til Tilstand) til én (arten forekommer utelukkende i verdien av Tilstand og i alle enger med denne verdien). Tilstand har fire mulige verdier: svært redusert (SR), dårlig (D), moderat (M) og god (G).



Figur A2: De ti artene med høyest indikatorverdi for enger med verdien moderat for variabelen Tilstand. De heltrukne linjene er basert på forekomstdata, mens de stiplede linjene er vektet med dekningsklassene til artene. En indikatorverdi går fra null (ingen indikasjon av verdien til Tilstand) til én (arten forekommer utelukkende i verdien av Tilstand og i alle enger med denne verdien). Tilstand har fire mulige verdier: svært redusert (SR), dårlig (D), moderat (M) og god (G).

Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) ble opprettet 1. juli 2015 som en fusjon av Bioforsk, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF) og Norsk institutt for skog og landskap.

Bioøkonomi baserer seg på utnyttelse og forvaltning av biologiske ressurser fra jord og hav, fremfor en fossil økonomi som er basert på kull, olje og gass. NIBIO skal være nasjonalt ledende for utvikling av kunnskap om bioøkonomi.

Gjennom forskning og kunnskapsproduksjon skal instituttet bidra til matsikkerhet, bærekraftig ressursforvaltning, innovasjon og verdiskaping innenfor verdikjedene for mat, skog og andre biobaserte næringer. Instituttet skal levere forskning, forvaltningsstøtte og kunnskap til anvendelse i nasjonal beredskap, forvaltning, næringsliv og samfunnet for øvrig.

NIBIO er eid av Landbruks- og matdepartementet som et forvaltningsorgan med særskilte fullmakter og eget styre. Hovedkontoret er på Ås. Instituttet har flere regionale enheter.