



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

NIBIO RAPPORT | NIBIO REPORT

VOL.: 1, NR.: 41, 2015

METODER FOR REVEGETERING LANGS VEG I LANDBRUKSOMRÅDER

HANS MARTIN HANSLIN, KNUT ANDERS HOVSTAD, TROND KNAPP HARALDSEN, PER
ANKER PEDERSEN, EVELIINA KALLIONIEMI, TRYGVE AAMLID

TITTEL/TITLE

METODER FOR REVEGETERING LANGS VEG I LANDBRUKSOMRÅDER

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Hans Martin Hanslin, Knut Anders Hovstad, Trond Knapp Haraldsen, Per Anker Pedersen, Eveliina Kallioniemi, Trygve Aamlid

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKT NR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
30.11.2015	1/41/2015	Åpen	8982	2015/49
ISBN-NR./ISBN-NO:		ISSN-NR./ISSN-NO:		ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:
978-82-17-01497-3 (print)		2464-1162 (print)		43
978-82-xx-xxxxx-x (online)		2464-xxxx (online)		0

OPPDRAUGSGIVER/EMPLOYER:

Statens Vegvesen Region Sør

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Ingerid Sinding-Larsen

STIKKORD/KEYWORDS:

Restaurering, vegkanter, vegetasjon, jord, skjøtsel
Roadside restoration, vegetation, soil, management

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Biologisk mangfold
Biological diversity

SAMMENDRAG/SUMMARY:

Rapporten presenterer kunnskapsstatus for metoder for revegetering langs veg i landbruksområder med spesielt vekt på hvordan en kan legge til rette for flere økologiske funksjoner i vegkanten. Vi går gjennom hvordan valg av plantemateriale og etableringsmetoder, skjøtsel, behandling og forbedring av jordmasser og restaurering av jordbiota bidrar til kontroll av invasive arter og leveranse av pollinerings-tjenester. Konflikten mellom hvordan en både kan kontrollere invasive arter og legge til rette for biologisk mangfold og pollinerende insekter er sentral i hvilke strategier en utvikler og bruker for måloppnåelse i vegkanten. I hvor stor grad en kan oppnå disse målene vil avhenge av landskapssituasjonen, der særlig forekomsten av invasive arter vil være styrende. Vi foreslår en todelt strategi for prioritering av ulike vegstrekninger: en for strekninger der kontroll med invasive arter er prioritert og en for strekninger der biologisk mangfold er prioritert.

Det er store kunnskapshull, særlig om hvordan samspillene mellom vegetasjon, jord og skjøtsel påvirker vegetasjonsutvikling. Det sentrale spørsmålet er hvordan en målrettet kan bruke samspillet mellom jordmasser, jordbiota, vegetasjon og skjøtsel til å opprettholde tjenester basert på biologisk mangfold over tid. Vi foreslår tilnærminger for å tette disse kunnskapshullene og tilnærminger for utprøving langs RV23 som kan bidra til å utvikle mer robuste løsninger for bruk av vegetasjon i vegkanter.



LAND/COUNTRY: Norge
FYLKE/COUNTY: Akershus
KOMMUNE/MUNICIPALITY: Ås
STED/LOKALITET: Ås

GODKJENT /APPROVED



NAVN/NAME

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER



NAVN/NAME



INNHold

1	DEL 1. KUNNSKAPSSTATUS.....	5
2	UTGANGSPUNKT	6
3	MULTIFUNKSJONALITET I VEGKANTEN	7
4	METODER FOR VEGETASJONSETABLERING	8
4.1	Gjennomgang av alternativer.....	8
4.2	Kombinere metoder for etablering.....	9
5	BRUK AV FRØBLANDINGER	11
5.1	Dagens regelverk.....	11
5.2	Generelle føringer for valg av plantemateriale til RV 23 og tilsvarende prosjekt i jordbruksområder	11
5.3	Grasfrø.....	12
5.4	Blomsterengfrø	14
6	KONTROLL AV FREMMEDE ARTER	17
7	POLLINERINGSTJENESTER.....	20
8	HÅNDBLING OG FORBEDRING AV TOPPMASSER.....	23
9	RESTAURERING AV BIOLOGISKE PROSESSER I JORD	25
10	SKJØTSEL.....	28
11	KONFLIKTER MELLOM ULIKE MÅL.....	30
12	KUNNSKAPSMANGLER OG FORSKNINGSBEHOV.....	31
13	FORSLAG TIL FORSKNINGSPROSJEKTER	32
14	DEL 2. KONKRETISERING AV FORSLAG TIL METODER.....	33
14.1	Generelle anbefalinger.....	33
14.2	Konkret for rv23	33
14.3	Vegkanter med kontroll på fremmede arter	34
14.4	Vegkanter som tilstreber biologisk mangfold i beite	34
14.5	Vegkanter tilrettelagt for biologisk mangfold og pollinatorer	34

1 DEL 1. KUNNSKAPSSTATUS

Rapporten består av to deler. I del 1 går vi gjennom alternative metoder for etablering og skjøtsel av revegeterte områder langs vei i jordbruksområder med mål om å kombinere ulike funksjoner og tjenester i vegkanten basert på biologisk mangfold, samtidig som hensyn til trafiksikkerhet og trafikkmiljø ivaretas. Kunnskapsstatus er basert både på gjennomgang av litteratur og anvendt kunnskap. Vi presenterer ikke en komplett litteraturgjennomgang, men tilgjengelig litteratur har blitt vektet for relevans for vegetasjonstyper, klima og geologi. Det avgrenses i hovedsak til nordlige forhold i temperert/boreal vegetasjonssone og kunnskap om jordmasser avgrenset til områder som har overføringsverdi for morenemasser og havavsetninger. Styrker og svakheter med de ulike metodene vurderes opp mot ulike mål og forslag til kombinasjoner av metoder for vegetasjonsetablering og skjøtsel i jordbruksområder foreslås. Vi identifiserer kunnskapshull og forskningsbehov og forslag til forskningsprosjekter konkretiseres. I del 2, konkretiseres anbefalinger av metoder til utprøvinger for aktuell vegstrekning langs RV23.

2 UTGANGSPUNKT

Vegkanter kan bidra med flere økologiske funksjoner i landskapet, særlig knyttet til biologisk mangfold. Vegkantene kan fungere som erstatningshabitat for engvegetasjon som ressurs for pollinerende insekter og som korridor for spredning av arter (e.g Tikka m. fl. 2001, Auestad m. fl. 2008, 2011, Ottoson m. fl. 2012, Helldin m. fl. 2015). Det estetiske aspektet er i tillegg viktig i veilandskapet. Det store bortfallet av natureng og semi-naturlige enger, gjør vegkantene interessante som erstatningshabitat for mange engarter som har negativ populasjonsutvikling (e.g Hovd & Skogen 2005), selv om det er mange utfordringer (Tikka m. fl. 2000). I denne rapporten går vi gjennom metoder for etablering og skjøtsel som kan bidra til de ulike økologiske funksjonene og tydeliggjør kunnskapshull og konflikter mellom ulike mål for veikantene.

Vegkanter slås regelmessig og kan derfor være egnet for engarter tilpasset slått eller beite. Tradisjonell engdrift har gitt et stort biologisk mangfold basert på utarming av næring i jorda og forstyrrelser i form av slått. Dette gir svakere og mer symmetrisk konkurranse og sameksistens av arter i et lysåpent system (Svensson 2013). Effekten av slått på lystilgang er en av de viktigste årsakene til et betydelig biologisk mangfold i slåttemark. Selv om vegkanter kan ha stor grad av likhet med engsystemer, skiller vegkanter seg fra naturlig og semi-naturlig eng på flere måter: Selv om vegkantene slås fjernes sjelden avfallet. Klippehøyden er dessuten varierende og ofte ikke så lav som på en tradisjonell slåtteeng. Ikke sjelden fører kantslått til skader på vegetasjonsdekket og dermed til økte muligheter for spiring, også av uønskede arter. Grøfterensking vil føre til forstyrrelser som kan medføre etablering av uønskede arter. Søppel og bygningsmaterialer som havner i veikanten vil også bidra til skader (lysmangel) på plantedekket. Veikantslått vil i seg selv gi en viss risiko for spredning av plantedeler og frø med utstyret, og uønskede arter vil også kunne spres fra passerende kjøretøyer. Erfaringsmessig er det derfor betydelig innslag av typiske ugrasarter, ofte kraftigvoksende, i veikantene. Forskjellene skyldes flere faktorer, men ulike krav og preferanser for blant annet næringsinnhold i jord der arter tilpasset lite næring i jord er mer vanlige i eng og motsatt og hvordan botanisk mangfold i vegkanten påvirkes av vegetasjonstyper i landskapet er viktige. Ikke bare vegetasjonen, skiller seg fra de semi-naturlige engene, men også fysiske og kjemiske egenskaper til jorda og jordbiomet avviker. Jordforholdene i veimiljøet varierer sterkt. Veiskjæringene kan være næringsrike eller næringsfattige, avhengig av jordart og tid siden veien ble bygget (akkumulering av biomasse og jordsmonndannende prosesser generelt). På veifyllingene kan det være lagt på varierende mengder toppjord, men ofte er jordlaget tynt. Veiskuldrene er ofte skrinne fordi de er dominert av selve veikroppen, mens grøftebunnen kan være både fuktig og næringsrik. Vegkanten kan derfor oppfattes som et nytt naturlikt system forskjellig fra semi-naturlige grasarealer. Dette gir en del begrensninger for restaurering av svært naturlike systemer, men også en del muligheter der spillet mellom jordmassene og vegetasjonen kan utnyttes til å nå konkrete mål.

3 MULTIFUNKSJONALITET I VEGKANTEN

Vegetasjonen i vegkanter etableres og skjøttes med hensyn til sikt og trafikksikkerhet. Innenfor disse rammene, er det mulig å bygge inn flere funksjoner. Særlig aktuelt er det å utnytte vegkanter som alternativt habitat for grasmarksarter i tilbakegang og som en ressurs og spredningsvei for pollinerende insekter. På mange vegstrekninger er også det estetiske aspektet viktig. For å legge til rette for flere slike funksjoner og tjenester i vegkantene basert på biologisk mangfold er metoder for etablering av vegetasjon, sammensetning av vegetasjon, valg og håndtering av masser, og tilpasset skjøtsel de viktigste grepene. Vi går gjennom disse og ser på hvordan ulike tilnærminger påvirker mulighetene for å nå ulike mål.

4 METODER FOR VEGETASJONSETABLERING

Det er utviklet flere metoder for vegetasjonsetablering tilpasset ulike formål og areal. Såing av produsert frø eller feltsamlet frø, overføring av frøbank i stedeodne masser eller overføring av høy fra egnede donor lokaliteter er de vanligste (Hagen & Skrindo 2010). Disse er også tatt i bruk under norske forhold i anlegg eller mer eksperimentelle tilnærminger. Biologiske, økonomiske og praktiske begrensninger legger føringer og valgene vil kanskje spesielt være styrt av 1) hensyn til økologiske prosesser og naturmangfold, 2) behovet for erosjonshindrende tiltak og 3) forekomst av uønskede arter (ugras eller fremmede arter) i frøbank, i stedeodne masser eller i omgivelsene rundt anlegget. Abiotiske forhold i anlegg, som jordkjemi og jordstruktur, vil være forskjellige fra mer naturlige forhold i tillegg til at også jordbiologien endres. Disse endringene som skyldes anleggsvirksomheten vil påvirke både kort- og langtidsutvikling av vegetasjonen. Vegetasjonen som etablerer seg vil, enten den er sådd eller ikke, gjennomgå en suksesjon med varierende dominans av arter over tid. I hvilken grad vegetasjonsdekket etter hvert vil bestå av ønskede arter eller oppnå ønsket tetthet avhenger av en rekke forhold.

4.1 Gjennomgang av alternativer

Tilbakelegging av stedeodne toppjord har blitt en standard metode for vegetasjonsetablering som fungerer godt i skogsmark og naturområder under gitte forutsetninger (Skrindo & Pedersen, 2003, Skrindo 2005, Kongsbakk & Skrindo 2009). I landbruksområder og urbane områder med stort innslag av ugrasarter og/eller fremmede arter og ofte næringsrik jord er metoden mindre aktuell. I slike tilfeller gir metoden en betydelig risiko for tilbakeføring av uønskede arter fra frø eller vegetative strukturer som finnes i massene. Der veier går gjennom dyrka områder viser erfaring fra andre land at det er vanskelig eller umulig å få etablert artsrik grasmark uten å tilføre frø (Kirmer & Tischew 2014).

Spontan etablering av vegetasjon på blottlagt jord uten tilbakelegging av toppjord eller på tilbakelagt «undergrunnsjord» er en aktuell løsning hvis en ønsker å redusere næringsinnholdet eller frøbanken har en uønsket sammensetning, og erosjon ikke anses som et problem. Det kan imidlertid ta lang tid å oppnå en akseptabel dekningsgrad. Store avstander til aktuelle frøkilder av ønskede arter kan også være et problem, tatt i betraktning den begrensede evnen til frøspredning som mange aktuelle arter har (Diacon-Bolli 2013).

Tradisjonell såing enten med sprøytesåing eller andre metoder gir ofte god vegetasjonsetablering ved rett gjennomføring. Her kan en komponere frøblandinger etter behov, men er helt avhengig av tilgang på egnet frømateriale som enten kan samles inn direkte fra naturen eller som oppformerer. For større anlegg kan lokalt frømateriale oppformerer av planteprodusenter (se under). Valg av metoder for tillaging av såbed og såmetoder vil påvirke etableringen og mye av den tidlige dynamikken i vegetasjonen. Ulike krav til spiring, spirehastighet, frøstørrelse og vekstrater og hvordan disse påvirkes av valgte metoder for etablering vil påvirke hvilke arter som etablerer seg. I mange tilfeller ønsker en å så forholdsvis tett for raskt å etablere et vegetasjonsdekke. Dette gir en konkurransesituasjon mellom frøplantene. Rekkfølgen for når de ulike artene etablerer seg vil dessuten for få konsekvenser for artssammensetningen, da det som regel er en fordel å etablere seg tidlig. Dette må en ta hensyn til, men det kan også utnyttes når en skal etablere mangfoldig vegetasjon, kanskje med et spesielt

fokus på enkeltarter eller funksjonelle grupper som skal bidra inn mot en ønsket økologisk funksjon.

Høyoverføring er metode som er brukt for restaurering av semi-naturlige engområder og større arealer etter blant annet gruvedrift. Dette er en metode som også kan fungere for vegkanter. Metoden er avhengig av donor lokaliteter der en kan samle ønsket høy med modent frø for ønsket vegetasjonstype. Artene i donorenga vil modne til ulike tider og ha ulik overføringsgrad med høyet, så valg av tidspunkt, mengder og metoder vil påvirke hva som kan etablere seg i anlegget (Kirmer & Tischew 2014, Kiehl 2014). Det er ikke gitt at alle artene fra donorsted etableres i vegskråning. Det avhenger av flere forhold som faktisk forekomst av modne frø, i hvor stor grad de overføres og i hvor stor grad de er i stand til å etablere seg under miljøforholdene i vegkanten (Auestad m.fl. 2015). Rydgren m. fl. (2010) fant at høyoverføring fungerte tilfredsstillende for vanlige arter på donor lokaliteten med en overføringsrate på mellom 71 og 77 %. Overføringsraten var en del lavere (rundt 50 %) når alle artene ble inkludert. Etableringsraten for såing var 94 %. En må altså vurdere andre tiltak for å få etablert mer sjeldne arter eller arter der frøene modner spesielt sent eller tidlig. Tidspunkt for høyoverføring må tilpasses stadiet i blomstrings og frømodningsprosessen til de ulike artene og det kan derfor være vanskelig å finne et optimalt tidspunkt. Det vil også være risiko for betydelig tap av frø i prosessen. Høyoverføring vil trolig være mest aktuell på mindre arealer og områder der det er spesielt viktig å tilpasse vegkantvegetasjonen til lokal vegetasjon og landskap.

Høyoverføring kan ha en negativ effekt på spontan etablering, i hvert fall de første årene etter utlegging da høyet blir liggende som et jorddekke (Auestad m. fl. 2015). Høyoverføring har en positiv effekt på fuktighetsforhold under spiring som kan fremme etablering, men det ble ikke observert under mer fuktige vestlandsforhold (Auestad m. fl. 2015). Det er allikevel rimelig å anta at bruk av høyoverføring kan ha en positiv effekt på etablering under mer kontinentale forhold da mange arter er sensitive for tørke under spiring og etablering.

4.2 Kombinere metoder for etablering

Det er mange muligheter for å kombinere metoder for vegetasjonsetablering, og disse kan tilpasses ulike anlegg. Særlig vil supplering av frø av nøkkelarter i forhold til de funksjonene en ønsker i anlegget være aktuelt. Såing av feltsamlet frø kan gi høyere innslag av ønskede arter enn bare bruk av høymulch (Fischer m. fl. 2013). Slik såing gir en bedre kontroll på såmengder og frøkvalitet samtidig som en ved å tilpasse såmengder kan tillate for spontan etablering (Auestad m. fl. 2015). Samtidig vil forholdene i såbedet, såmengder og hvilke arter det sås sammen med påvirke hvilke arter som er i stand til å etablere seg fra frø og hvilke arter som vil være i stand til å etablere seg spontant senere (e.g. Staab m. fl. 2015). Selv om det er sterke indikasjoner på at blant annet spireegenskaper er viktige for etablering (e.g. Larson m. fl. 2015), vet en generelt lite om hvordan ulike biotiske og abiotiske filtre påvirker etableringen av mange arter under praktiske forhold.

Tilgangen på høy og frø av nøkkelarter kan være begrenset. Da kan en mosaikktilnærming være effektivt der en ikke bruker samme etableringsmetoden i hele vegkanten, men benytter mer spesialiserte metoder eller frøkombinasjoner på mer begrensede arealer. En kan da legge til rette for at nøkkelarter spres videre fra slike flekker med ønsket vegetasjon. En vet lite om dynamikken på individ og populasjonsnivå i vegkanter og i hvor stor grad enkeltarter vil være i stand til å øke populasjonsstørrelsen etter hvert som vegetasjonsdekket blir tettere. Auestad m. fl. (2010) sin studie på *Pimpinella saxifraga* er et av unntakene og viste betydningen av miljøforholdene på

populasjonsdynamikken, selv om slåtteregimene her hadde mindre betydning. I et forsøk med etablering av blomstereng på dyrket mark i Ås var etableringen av ønskede arter vellykket (Halvorsen 1997), men endringene i artssammensetning var store. I de første årene dominerte blant annet rødkløver, prestekrage og stormaure, mens engknoppurt etablerte seg seint og ble gradvis mer dominerende. Når klippingen opphørte ble arealet forstyrret av jordrotter og innslaget av gras, særlig hundegras, økte sterkt.

I de fleste tilfeller vil optimalt valg av metode og tidspunkt gjøre at det er frøtilgangen som er mest begrensende for etablering av ønsket vegetasjon. I andre tilfeller kan vanntilgangen være avgjørende, og på lengre sikt kan det være rutiner for kantslått som er avgjørende for vegetasjonsutviklingen. Endringer i klippeutstyr og rutiner for klipping vil kunne ha store effekter.

Auestad (m.fl. 2015) fant sterk konvergens i artssammensetning for ulike metoder for vegetasjonsetablering (såing, høyoverføring, ingen tiltak) over tid, der stort etablering av ikke-sådde eller -overførte arter ga en utvikling i retning lokal vegetasjon. Det er vanskelig å vurdere hvor generelle disse resultatene er.

5 BRUK AV FRØBLANDINGER

5.1 Dagens regelverk

Med unntak for forbudsartene i vedlegg I og de vitenskapelig risikovurderte artene i vedlegg V er det etter «Forskrift om fremmede organismer» ikke forbudt, og det kreves foreløpig heller ikke tillatelse til utsetting av arter som forekommer naturlig i Norge i «transport og næringsutbyggingsområder» (§11 d) selv hvis materialet er av utenlandske opprinnelse og artene ikke er risikovurdert. Det vil komme nærmere retningslinjer om bruk av ikke stedegent materiale av norske arter. Søknadsplikten er derfor utsatt. Etter § 23 kreves det riktignok en skriftlig miljørisikovurdering ved såing av fremmede arter i veikanter, men med unntak for spesielle naturområder, kan denne vurderingen gjøres ganske enkel, f.eks. som en henvisning til 'Fremmede arter i Norge – med norsk svarteliste 2012' (Miljødirektoratets merknad til forskriften). På Artsdatabankens svarteliste fra 2012 er veirødsvingel (*Festuca rubra* ssp. *commutata*) oppført med svært høy økologisk risiko, og engrødsvingel (*F. rubra* ssp. *megastachys*) og grannsvingel (*F. ovina* ssp. *capillata*) med høy økologisk risiko, men ut fra dagens regelverk er det lite trolig at den påkrevde miljørisikovurdering vil konkludere med at økologiske risikoen er stor ved såing av disse artene langs RV 23 eller ved tilsvarende utbygginger jordbrukslandskap i låglandet.

Artsdatabanken har varslet at de i løpet av høsten 2015 vil revidere kriteriene for risikovurdering av fremmede arter, og dette vil muligens føre til en strengere vurdering, også med tanke på såing utenfor typiske naturområder (Lisbeth Gederaas, Artsdatabanken, pers. kom.). Ifølge Reidar Elven, leder av Artsdatabankens ekspertkomite for karplaner, medfører tilsåing av naturområder, inkludert vei- og jernbanekanter, med ikke stedegent frømateriale av arter som er hjemlige i Norge, en særdeles alvorlig risiko. Dersom kriteriene for svartelisting hadde vært annerledes, ville fremmede materiale av disse artene ha kommet i absolutt høyeste risikokategori (Elven 2015). Det er særlig den genetisk introgresjon der gener fra innført materiale overføres til lokale populasjoner som er problematisk. Den kan påvirke lokale tilpasninger og genetisk variasjonsbredde som igjen påvirke vekstrater av populasjoner og samspill mellom arter.

At det stilles mindre krav til opphav av plantematerialet til bruk i 'transport og næringsutbyggingsområder' er i seg selv problematisk. Selv i lavlandet med mye kulturpåvirket areal er det forholdsvis korte avstander fra transportinfrastruktur til naturområder sett i forhold til spredningsdistanser for pollen og frø for mange arter som brukes i vegkanter.

5.2 Generelle føringer for valg av plantemateriale til RV 23 og tilsvarende prosjekt i jordbruksområder

I påvente av en eventuell endring av kriteriene for økologisk risikovurdering anbefaler vi at det langs RV 23 og ved tilsvarende veiutbygginger i lavlandet brukes norsk, og da mest mulig lokalt plantemateriale. På kort sikt vil ikke nødvendigvis lokale populasjoner gi best overlevelse, dekning osv., men den økologiske risikoen ved bruk av slikt materiale er langt mindre enn for introdusert plantemateriale (Bischoff 2014). Dokumentasjon om populasjonenes yteevne i tidligere utbyggingsprosjekter er likevel nyttig, og valget av frøkilde blir ofte et kompromiss mellom slik dokumentasjon, kravet til lokal tilpasning, og hva som er mulig ut fra tidsmessige og økonomiske kriterier i det enkelte prosjekt (Jones & Monaco 2009, Breed 2013). I denne sammenhengen er det

verdt å merke seg at begrepet «lokalt» ikke nødvendigvis går kun på geografisk avstand, men kan også gå på likhet i miljøforhold (Bischoff 2014). Bruken av nøytrale markører i prosjektet ECONADA viste at det ikke for noen av de fremmedbestøvende modellartene var aktuelt å dele landet i mer enn 3 fytogeografiske soner med tanke på revegetering fjellet (Jørgensen 2014), og det er rimelig å tro at dette også gjelder for lavlandet. Definisjonen av en fremmed organisme i forskriften er imidlertid streng, og det foreligger foreløpig ingen retningslinjer fra myndighetene om hvor store geografiske forflytninger som kan aksepteres for ulike planteslag uten at planten defineres som «fremmed».

5.3 Grasfrø

En stor utfordring ved revegetering av veikanter i jordbrukslandskapet er at matjorda vanligvis inneholder mye ugrasfrø. De viktigste tiltak for å unngå at veikantene blir dominert av ugras vil være å fjerne matjord/toppjord og/eller å tilføre jord fra nærliggende utmark. På steder hvor det er stor sannsynlighet for at det etablerer seg uønskede arter og hvor det er ønskelig å etablere et tett vegetasjonsdekke kan det være mest hensiktsmessig å så grasfrø. En vellykket etablering av gras vil kunne forhindre eller dempe veksten av uønskede, kraftigvoksende ugras. Dersom ugrasstrykket er særlig stort kan man også velge grasarter og sorter som konkurrerer bedre med ugraset, men dette må vurderes ut fra det visuelle uttrykket som ønskes. Grasfrøblandinger som har vært brukt til såing av veiskråninger har ofte gitt unødig sterk vekst, og har hatt en utvikling i farge gjennom sesongen som til dels har virket unaturlig og har forsterket inngrepet. Det er derfor behov for å vurdere frøblandingen ut fra et estetisk aspekt i tillegg til hardighet, etableringsevne, høyde (klippebehov) og mulig effekt på biomangfoldet. En aktuell problemstilling er om en skal bruke kultivarer eller oppformerte lokale populasjoner. Det er ikke mye detaljstudier på dette, men en studie på rødsvingel viste at kultivarer ikke var mer konkurransesterke enn lokale populasjoner og ga heller ingen fortrinn når det gjaldt å raskt å få etablert et vegetasjonsdekke (Walker m. fl. 2015).

Rødsvingel (*Festuca rubra*)

Rødsvingel er den grasarten som tradisjonelt har vært mest brukt ved sprøytesåing av veikanter og i andre revegeteringsprosjekter. Norske frøforretninger anslår at det hvert år brukes nær 50 tonn rødsvingelfrø til dette formålet.

I september 2015 skrev Reidar Elven i et notat til Artsdatabanken: «Taksonomisk er rødsvingel ytterst komplisert, og navneverket er inkonsistent. Europeisk og amerikansk taksonomi for raser samsvarer ikke, og ingen av dem passer med norske forhold. Den rasen som Lids flora, Artsdatabankens navnebase, rødlista og fremmedartslista omtaler som ssp. *rubra*, er et sammenkok at trolig minst 4-5 raser som ikke er utredet..... Innsåing av rødsvingel på veikanter er trolig den største genetiske forurensningen vi har av en vanlig norsk art (uansett organismegruppe, men kanskje unntatt vill-laks)».

Dette notatet, og det tildels vage og uavklarte regelverket som er skissert over, understreker behovet for et nytt forskingsprosjekt på taksonomi og risiko ved bruk av rødsvingel i grøntanlegg, spesielt i forbindelse med vei- og jernbaneutbygging. Inntil taksonomien nærmere avklart bør vi ved såing av rødsvingel langs veikanter holde oss til rødsvingel med lange utløpere, dvs. ssp. *rubra*. Denne har tradisjonelt blitt regnet som oktoploid (56 kromosomer). Veirødsvingel (ssp. *commutata*) er derimot heksaploid (42 kromosomer), og inntil mer kunnskap foreligger kan derfor

kromosomtellingene ved flow-cytometri være en grov sjekk på at vi bruker hjemlig materiale. Utstyr for dette finnes bl.a. hos det norske foredlingssekskapet Graminor.

Det finnes i dag frø av to godkjente norske sorter av *F. rubra* ssp. *rubra*:

'Frigg': Norsk hovedsort fra NIBIO Kvithamar i Stjørdal, sammensatt etter kryssning av enkeltplanter fra ulike populasjoner innsamlet i Midt-Norge. Stor skuddtetthet, liten tilvekst, mørk farge, meget vintersterk. Vissen om vinteren.

'Leik': Norsk sort fra NIBIO Løken i Valdres, 550 m o.h. Opprinnelig utvalgt for størst mulig fôrproduksjon. Stor tilvekst og meget vintersterk. Ikke like tett som 'Frigg.'

I tillegg til disse har NIBIO Landvik samlet inn og satt i gang oppformering av to stedegne, norske populasjoner med tanke på revegetering av veikanter i låglandet sør for Dovre. Disse er:

'Sauherad': Norsk populasjon innsamlet av Odd Vevle i usådd natureng på husmannsplassen Brastihaugen i Nes, Sauherad kommune.

'Stadt': Norsk populasjon innsamla av Trygve S. Aamlid i 2012 i natureng utsatt for sjøsprøyt på Ytre Stadtlandet, Sogn og Fjordane.

Av både «Sauherad og «Stadt» skal «kommersielle» frøarealer høstes i 2016, og rundt 100-200 kg frø av hver populasjon vil være tilgjengelig fra og med ca 15.august 2016. Det gjennomføres for tida analyser for å bekrefte at populasjonene er oktoploide. Særlig for populasjonen «Stadt» vil det også være ønskelig å teste toleransen for veisalt, både i spirefasen og i etablert bestand. Dette er et annet forskingsprosjekt som også krever ekstern finansiering.

Etter mange års såing i veikanter er det i låglandet på Østlandet mange forvilla forekomster av veirødsvingel. Med tanke på RV 23 vil vi derfor anbefale at det ikke brukes lokalt innsamla materiale, men en av de nevnte populasjoner med kjent opphav. Sannsynligvis vil populasjonen «Sauherad» være beste egna.

Norsk sauesvingel (*Festuca ovina* ssp. *ovina*)

Det finnes frø i handelen av flere norske populasjoner av sauesvingel. De har opphav over tregrensa og er generelt svaktvoksende og seint-etablerende. Den godkjente sorten «Lillian» med opphav i Øystre Slidre (550 m.o.h) er sannsynligvis mest aktuell for såing langs RV 23. Bruk av sauesvingel i lavlandet/jordbrukslandskapet er mest aktuelt på næringsfattige områder, og da i forbindelse med blomstereng.

Grannsvingel og stivsvingel

Grannsvingel (*F.rubra* ssp.*capillata*) er oppført på Svarteliste 2012 med høy økologisk risiko, men faren for introgresjon med stedegen med norsk sauesvingel regnes som liten (Elven 2015). Det skyldes muligens av ssp. *capillata* er tetraploid, mens ssp. *ovina* er diploid. Stivsvingel (*F. trachyphylla*) vil sannsynligvis bli risikovurdert av Artdatabanken i nær framtid. Det finnes ikke norske sorter av verken grannsvingel eller stivsvingel, og bruk av importert materiale langs RV 23 og ellers i jordbruksområdene bør unngås.

Engkvein

Engkvein (*Agrostis capillaris*) er vanlig i jordbrukets kulturlandskap, dvs. i ekstensiv eng og beite over hele landet. Den hører derfor naturlig hjemme i frøblandinger til bruk langs RV 23 og ved

tilsvarende utbygginger. Frø av de tre godkjente norske sortene 'Leikvin', 'Leirin' (begge med opphav i Øystre Slidre) og 'Nor' (opphav i Meldal, Trøndelag), finnes i handelen, men til såing langs RV 23 vil vi foreslå at det enten oppformerer lokalt materiale, eller at det brukes frø av den norske populasjonen 'Vrådal' som ble samlet inn i forbindelse med ECONADA-prosjektet. Av denne er mer en 100 kg tilgjengelig foran 2016-sesongen.

Smyle

I lavlandet er smyle (*Avenella flexuosa*) mest aktuell der nye veier krysser skogholt i kulturlandskapet. Foran vekstsesongen 2016 vil det finnes begrenset med frø av populasjoner fra Fjære i Aust-Agder, Skien i Telemark og Kråkstad i Akershus. De to siste selges gjennom firmaet Agrokonsult AS (se seinere) Alle disse kan være aktuelle for RV 23.

Fjellrapp

Fjellrapp (*Poa alpina*) vokser ikke bare i fjellet, men også i låglandet over store deler av landet. Firmaet Agrokonsult oppformerer og har for salg en populasjon fra Nedre Telemark som kan være aktuell for RV 23.

5.4 Blomsterengfrø

Innblanding av flerårige, blomstrende urter i frøblandinger til bruk i veiskråninger er aktuelt både av estetiske årsaker, for å øke det biologiske mangfoldet og for å legge til rette for pollinerende insekter.

NIBIO Landvik (den gang Planteforsk) gjennomførte på 1990-tallet et prosjekt med dyrkingsteknikk ved frøavl av de flerårige urtene blåklokke (*Campanula rotundifolia*), prestekrage (*Leucanthemum vulgare*), ryllik (*Achillea millefolium*), gullris (*Solidago virgaurea*), engknoppurt (*Centaurea jacea*), gul gåseblom (*Anthemis tinctoria*), vill rødkløver (*Trifolium pratense*), tiriltunge (*Lotus corniculatus*) og engsmelle (*Silene vulgaris*) (Aamlid m. fl. 1999a-f). Vi har således en del kunnskap og vil ikke starte på bar bakke hvis det skulle være aktuelt med lokal innsamling av oppformering av blomstrende urter til såing langs RV 23.

Det finnes i dag to norske firma med en begrenset produksjon av «blomsterengfrø» av flerårige, viltvoksende norske urter. Det er Agrokonsult AS ved Helge Oskarsen (www.blomstereng.no) og Midt-norsk blomsterengfrø ved Jørn Brønstad (www.blomsterengfro.com). Begge disse firmaene har tilhold i Trøndelag, men Agrokonsult AS har i sin portefølje stort sett populasjoner innsamlet på Sørøstlandet.

Vi har ikke en fullstendig oversikt over de vanligste og mest aktuelle artene i områdene rundt RV23, men tabell 1 viser en oversikt over vanlige blomstrende urter i beitemark ved traseen (påvist av Hans Martin Hanslin sommeren 2015) sammenholdt med hvilke arter som de to nevnte firma har tilgjengelig frø av foran vekstsesongen 2016. Tilgjengelig kvantum varierer betydelig mellom arter, fra 200 gram til mer enn 10 kg. Pr. 20.oktober den totale norske frøbeholdningen av flerårige blomstrende urter om lag 65 kg.

Tabell 1. Blomstrende urter påvist ved enkel befaring av beite på leirjord vest for planlagt tunnellingslag øverst i Daueruddalen sommeren 2015 sett i forhold til tilgjengelig frø pr 20.okt. 2015 hos Agrokonsult og Midt-norsk Blomsterengfrø. Et par av artene ble bare observert i kanten av beitet. Registrerte forekomster i Artskart innen en radius på < 10 km fra Spikkestad er også tatt med.

	Forekomst på beite	Artskart	Agrokonsult	Midt-norsk Blomsterengfrø
Blåklokke (<i>Campanula rotundifolia</i>)	X	X	X	X
Enghumleblom (<i>Geum rivale</i>)		X	X	
Engknoppurt (<i>Centaurea jacea</i>)		X	X	X
Engnellik (<i>Dianthus deltoides</i>)		X	X	
Engsmelle (<i>Silene vulgaris</i>)		X	X	X
Firkantperikum(<i>Hypericum macalatum</i>)	X	X	X	
Fuglevikke (<i>Vicia cracca</i>)	X	X	X	
Følblem (<i>Leontodon autumnalis</i>)	X	X		
Geitskjegg (<i>Tragopogon pratensis</i>)	X	X		
Grasstjerneblom (<i>Stellaria graminea</i>)	X	X		
Gul gåseblom (<i>Cota tinctoria</i>)		X		X
Gulflatbelg (<i>Lathyrus pratensis</i>)	X	X		
Gullkløver (<i>Trifolium aureum</i>)	X	X		
Gullris (<i>Solidago virgaurea</i>)		X		X
Gulmaure (<i>Galium verum</i>)	X	X		
Hanekam (<i>Lychnis flos-cuculi</i>)		X	X	
Hvitkløver (<i>Trifolium repens</i>)	X	X		
Hvitmaure (<i>Galium borale</i>)	X	X		
Hårsveve (<i>Hieracium pilosella</i>)	X	X		
Klinter (<i>Agrostemma githago</i>)		X	X	
Marikåper (<i>Alchemilla</i> sp.)	X	X		
Marianøkleblom (<i>Primula veris</i>)		X		X
Nyseryllik (<i>Achillea ptarmica</i>)	X	X		
Ormehode (<i>Echium vulgare</i>)		X	X	
Prestekrage (<i>Leucanthemum vulgare</i>)		X	X	X
Ryllik (<i>Achillea millefolium</i>)	X	X		X
Rød jonsokblom (<i>Silene diocia</i>)		X	X	X
Rødkløver (<i>Trifolium pratense</i>)	X	X	X	X
Rødknapp (<i>Knautia arvensis</i>)		X	X	X
Skjermesveve (<i>Hieracium umbellatum</i>)	X	X		
Skogforglemmegei (<i>Myosotis sylvatica</i>)		X		X
Soleier (<i>Ranunculus</i> sp.)	X	X		
Stormaure (<i>Galium mullugo</i>)		X		X
Tilritunge (<i>Lotus corniculatus</i>) (kant)	X	X	X	X
Åkergråurt (<i>Filaginella uliginosa</i>)	X	X		

Frøpriser, frømengder m.m.

Frøprisen for de blomstrende urtene i tabell 1 reflekterer at dette er arbeidskrevende kulturer der frøet i de fleste tilfeller høstes manuelt. Ved kjøp av minst 0,5 kg varierer prisen for allsidige blandinger med minimum 10 ulike arter fra ca 5000 til ca 7000 kg pr kilo. Dersom man skal i gang med nye arter som ikke har var med frøavlsprosjektet på Landvik, og som ingen av produsentene hittil har noen erfaring med, vil prisen nødvendigvis bli høyere. Dette inkluderer bl.a. en kompensasjon for arbeidet med innsamling av mormateriale i det aktuelle kildeområdet.

6 KONTROLL AV FREMMEDE ARTER

En forståelse av hvordan ulike økologiske filtre (såkalte «assembly filtre») påvirker hvordan ulike arter etablerer seg i vegkanten kan brukes som et rammeverk for å tydeliggjøre de ulike målene og målkonflikter i restaurering av vegkanter (Hulvey & Agner 2014). I praksis kan en til en viss grad styre vegetasjonsutviklingen i restaureringsprosesser gjennom ulike tiltak som virker gjennom effekter på spredning, abiotiske forhold og biotiske forhold. Disse tre filtrene er de mest relevante for vegetasjonsetablering i vegkanter der en i praksis kan fjerne begrensninger for spredning ved å så tilpassede frøblandinger og manipulere jordforhold før etablering. I tillegg kan klipperegimet varieres.

Frøregn, spiresuksess og overlevelse av frøplanter er nøkkelprosesser for etablering av fremmede arter (Kempel m. fl. 2013), mens egenskaper knyttet til konkurransevne er viktig for dominans når de først er etablert (Corbin & D'Antonio 2010). Det kan altså være ulike prosesser som er viktige for etablering og for senere dominans. Disse prosessene kan angripes ved ulike tiltak. Invasive arter kan ha en sterk priority effekt (Wilsey m. fl. 2015, dvs. individer som etablerer seg tidlig får et stort konkurransefortrinn), så en god kontroll med frøregn og tidlig etablering er viktig. Har en først fått etablert en uønsket vegetasjon med fremmede arter, kan situasjonen bli langvarig. Tilførsel av frø av ønsket vegetasjon enten aktivt eller spontant vil neppe endre vegetasjonsbildet (Martin & Wilsey 2014). Det er derfor avgjørende å unngå den første etableringen.

Metoder for å unngå etablering av fremmede arter baserer seg i stor grad på å etablere et tett dekke av stedegen invasionsresistent vegetasjon så raskt som mulig. Tett vegetasjon gir mindre muligheter for etablering av fremmede arter og kan betydelig redusere etablering av fremmede arter, selv ved stort frøregn (Lindig-Cisneros & Zedler 2002). Et tettere dekke øker også mengden av frø som skal til for at invasive arter skal klare å etablere seg. Et slikt tett vegetasjonsdekke etableres typisk med bruk av konkurransesterke gras, ofte med vegetative utløpere som raskt dekker areal og tetter hull i vegetasjonen. Det er en utfordring hvordan en kan etablere vegetasjon med høy tetthet uten at det kommer i konflikt med andre mål for vegkanten. Det kan også være et samspill mellom tetthet og mangfold i vegetasjonen. Studier antyder at tetthet og mangfold kan ha ulike roller for invasionsresistens i ulike faser av vegetasjonsutviklingen (Brown & Fridley 2003, Meiman m. fl. 2009), der tetthet er viktig i tidlige faser, mens mangfold blir viktigere over tid. Her får en konflikt mellom ulike mål da fordelene ved å så mer artsrike frøblandinger forsvinner ved økende såmengder da kostnadene øker og mangfoldet synker raskt etter etablering (Wilkerson m. fl. 2014).

Basert på økologisk teori, vil det være vanskelig for en invasiv art å etablere seg hvis arter med de samme egenskapene allerede er tilstede i vegetasjonen, eller tilgjengelige nisjer er opptatt (Grime 2006, Funk m. fl. 2008). I praksis kan en kontrollere ledige nisjer og mikrohabitat i vegkanten ved å tilpasse såmengder og sammensetning av frøblandinger. Et mangfold av arter og funksjoner blant artene i frøblandingene øker sannsynligheten for at tilgjengelige mikrohabitat og nisjer er okkupert og ikke er tilgjengelige for etablering av invasive arter (Naeem m. fl. 2000, Roscher m. fl. 2013, Buyn m. fl. 2013, Oakley & Knox 2013, Staab m. fl. 2015) også under økt ressurstilgang (Maron og Marler 2007). Hvis en også kombinerer arter med overlappende nisjer, etablerer en også en slags funksjonell redundancy som øker stabiliteten i systemet og som også kan ta høyde for variasjon i abiotiske forhold langs vegkanten. Hvis en art da ikke etablerer seg skikkelig eller går ut,

vil det være andre arter som fyller de samme funksjonene (Lepš m. fl., 2007). Forsøk og feltobservasjoner viser at dette kan fungere i praksis (e.g. Oakley & Knox 2013, Gentili m. fl. 2015), men andre faktorer er også viktige (Emery 2007). Effekten av mangfold ser også ut til å forsterkes over tid (Oakley & Knox 2013). Det er også en økende forståelse av at funksjonelle egenskaper (som fenologi, vekstrate, spesifikt bladareal, rotvekst og næringsutnytting) og ikke tilhørighet i funksjonelle grupper (gras, urter osv.) er viktig for å etablere et vegetasjonsdekke som står imot invasjoner (Drenovsky & James 2010) og at en vurdering av flere egenskaper samtidig bedre kan forklare økologiske funksjoner som motstand mot invasjon (Schittko m. fl. 2014). Generelle verktøy for å kombinere arter og egenskaper for å oppnå ulike funksjoner og egenskaper i vegetasjonen er utviklet (Laughlin 2014), men i de fleste situasjoner vil det mangle detaljert kunnskap om aktuelle arter.

En annen tilnærming basert på teori, er å etablere ønsket vegetasjon som har egenskaper mest mulig likt potensielt invaderende arter for dermed å forsterke okkupering av aktuelle nisjer. I praksis er dette vanskelig da en ofte mangler kunnskap om viktige egenskaper og ofte er forskjeller i noen få egenskaper nok til å gi store utslag i evnen til invasjon. En metaanalyse av eksperimentelle data viste også betydelige forskjeller mellom forsøk og artsgrupper (Price og Pärtel 2013). Stedegne arter med lignende egenskaper som store invasive arter kan også være uønsket i vegkanten. En bør derfor basere invasjonsresistensen på andre tilnærminger, kanskje da særlig å bygge inn flere lag med økologiske filtre. Biotiske filtre er som nevnt over med redusert tilgang på ledige nisjer og overlappende ressursbruk. De mest aktuelle abiotiske filtrene er å redusere ressurstilgang, spesielt næringsstoffer i jord, og opprettholde et regime med regelmessig slått. Tilgang på nitrogen i jord er et av de mest kritiske abiotiske filtrene, da økt nitrogentilgjengelighet i svært mange studier favoriserer invasive arter (Daehler 2003). Høy næringstilgang må kompenseres med andre filtre for å holde invasive arter under kontroll. Økt tilgang på lys reduserte effekten av økt næring (Eek & Zobel 1997) og indikerer at det ikke er næringsinnholdet i jord i seg selv som er problemet. Skjøtselsregimet vil sette begrensninger på hvilke strategier en finner i vegkantene, på hvilke arter som vil være i stand til å etablere seg og hvilke som vil være i stand til å opprettholde populasjonsstørrelsen. Valg av mer tørkesvake masser i anlegget er også en tilnærming som kan bidra som et abiotisk filter både ved at det reduserer vanntilgangen og reduserer tilgjengeligheten på næringsstoffer. Spredningsfiltre som påvirker hvilke arter som kommer til vegkanten, styres enkelt ved å så ønskede arter i anlegget i en tilstrekkelig tetthet. Tilsvarende kan en øke barrierene for uønskede arter ved å fjerne frøkilder i landskapet rundt anlegget. Dette er et tiltak som bør brukes mer flittig for å unngå uønsket frøregn i anlegget.

For at biotiske filtre skal fungere optimalt, er en avhengig at en gjør tiltak for filtre for spredning og abiotiske forhold og manipulering av bare det biotiske filteret er ofte ikke nok (Hulvey & Agner 2014). Det kan være tiltak som å redusere frøregnet av invasive arter, unngå tiltak som endrer konkurranseforhold til fordel invasive arter eller åpne nisjer for etablering. Det kan også være et samspill mellom biotiske og abiotiske filtre slik at etablerte biotiske filtre svekkes ved (ekstreme) endringer av abiotiske forhold. F. eks tørkeperioder som svekker etablert vegetasjon, fjerner biotiske filtre for etablering av fremmede arter. Her blir egenskapene til enkeltarter igjen viktige i invasjonsresistensen (Byun m. fl. 2015). Biotiske filtre er også mer effektive når frøregnet av invaderende art er lite (Byun m. fl. 2015)

Her har vi diskutert forebyggende tiltak, da vi anser det for svært viktig. Metoder for mer tradisjonell kontroll med slått og sprøyting er etablert for de fleste invasive arter, f. eks. for kanadagullris (Fløistad 2010).

7 POLLINERINGSTJENESTER

Humler og bier er de viktigste pollinerende insektene i Norge. Noen veps, maur, biller og fluer og arter fra andre grupper kan også pollinere planter, men deres betydning som pollinatorer kan variere og er ofte ikke godt kjent. De fleste dagsommerfugler og nattsvermere henter kun nektar fra blomster og bidraget til pollinering kan være beskjedent, men noen er spesialiserte pollinatorer på enkelte blomster (Totland 2013). Her har vi gått gjennom studier av blomsterbesøkende insekter generelt, men spesielt studier av humler og sommerfugler da det er her en finner flest publikasjoner. Honningbier (*Apis mellifera*) er domestisert og diskuteres ikke i detalj her.

Ulike pollinerende insekter varierer i bevegelsesmønster, foretrukne blomsterressurser og andre behov. Etablere og skjømte vegkanter for en mangfoldig vegetasjon øker sannsynligheten for å levere ressurser for forskjellige arter (Hopwood 2008, Hudewenz m. fl. 2012) og ha en mer kontinuerlig tilgang på ressurser. Det kan også bufre mot fenologiske endringer i pollinator- og plantepopulasjonene som en konsekvens av klimaendringer (e.g. Parmesan 2006). For humler er tilgangen på tidligblomstrende planter som *Salix* spesielt viktig for å gi nektar og pollen til dronningene etter vinterhvilen. Alle ressurser kan ikke samles i vegkanten, men Vegvesenet har muligheten til å legge til rette for ulike tjenester i ulike deler av veganleggene. Studier av transportårer har vist at blant annet kanter langs jernbane gjennom jordbruksarealer kan ha stor betydning for pollinatorer (Moroń m. fl. 2014).

Tilgangen på mat (nektar og pollen) er en av de viktigste faktorene for å opprettholde bestander av pollinerende insekter, men pollinatorer krever også andre ressurser som steder for hvile, reder, overvintring og forpopping osv (e.g. Dennis & Hardy 2007). Stor tilgang på nektar hadde for eksempel positiv effekt på antall sommerfugler på eng i en finsk studie, mens tilgangen på høyvokst vegetasjon for le var den viktigste faktoren for forekomst av nattsvermere på eng (Saarinen 2005). De fleste humler bygger ikke sine egne reder, men er avhengige av naturlige hulrom eller reder bygget av andre arter som små pattedyr eller fugler (Harder 1986). Dette illustrerer behovet for andre ressurser. Etablering og skjøtsel av vegkanter kan legge til rette også for slike ressurser.

Skjøtselregimer i vegkanten er oftest tilpasset ulike mål og kriterier for vegetasjonen, men også insekter viser spesifikke responser på skjøtsel (Wallis DeVries 2002). Forsøk med skjøtsel av eng i Nederland viste at slått to ganger i året og fjerning av høy ga høyest antall blomster, både som total forekomst og antall arter. Denne skjøtelsen ga også det høyeste antallet insekter og blomsterbesøk. Tidlig første slått var viktig for gjenblomstring senere på året da tilbudet av blomsterressurser i landskapet rundt avtok (Noordijk 2009). Hvilket skjøtelsesregime som gir ønsket effekt vil variere lokalt avhengig av næringstilgang, andre ressurser i landskapet, hvilke pollinatorer som vektlegges osv.

Slått er viktig for å opprettholde vegkanten som et egnet habitat i et lengre tidsperspektiv, men det kan ha negative effekter på kort tid hvis alle blomsterressursene fjernes samtidig. Slått kan også ha negativ effekt på larve og puppestadier og hvis den gjennomføres på varme solrike dager også direkte for blomsterbesøkende insekter som sommerfugler (Valtonen & Saarinen 2005, Johst 2006). Slått av store arealer når bestandene er i sårbare faser, kan derfor ha store konsekvenser for små populasjoner. Det er foreslått flere løsninger for å redusere de negative effektene på insektene, blant annet en rotasjon på klippingen der deler av vegkanten slås til ulike tider. For eksempel forskjellig regime å motsatt side av veien eller i ulike deler av skråningen (Wallis DeVries 2002,

Noordijk 2009). Slik kan en få mer kontinuerlig blomstring gjennom sesongen og tilgang på andre nødvendige ressurser (Noordijk 2009). Gradert klipperegime i forhold til avstand til veg er også et skjøtselsalternativ som gir mulighet for vedlikehold av et større biologisk mangfold (Auestad 2011). En tredje tilnærming for å øke heterogeniteten i vegkanten er å variere klippehøyden og eventuelt ha en målrettet klipping av prioriterte og uønskede arter.

De fleste humler er generalister slik at de er mindre avhengig av enkeltarter og kan bruke ulike blomsterressurser i landskapet. Ulike humlearter har derimot ulik tungelengde, noe som gjør enkelte arter mer spesialisert eller mer effektive i å utnytte bestemte typer blomster. I Sverige har det de siste 70 årene vært en relativ økning i korttungede arter (Bommarco 2012). Den mest nærliggende forklaringen er en endring i humlehabitater fra slåtteeeng og beitemark til skog og åker. Det er indikasjoner på lignende trender i Norge (bl.a. Ødegaard m. fl. 2009, 2012). Disse endringene kan ha konsekvenser for pollinering av åker og engvekster med lange kronrør (som rødkløver) som anses bedre pollinert av langtungede arter. En inkludering av arter med lange kronrør i etablering av vegetasjon i vegkanten, kan bidra med ressurser for de mer spesialiserte langtungede artene. Arter fra erteblomstfamilien er kanskje av de beste alternativene i vegkantene da flere av disse er flerårige og oftest lavtvoksende. Det er flere gode trekkplanter for langtungede arter blant annet i maske- og leppeblomstfamiliene, men disse er ofte ettårige eller høyvokste. Flere sommerfuglearter er avhengige av en eller et fåtall plantearter, slik at disse kan prioriteres langs deler av vegkantene avhengig av hvilke pollinatorer og arter som prioriteres. En vurdering av egnede arter vil måtte baseres på lokale forhold (som klima og ressurser i landskapet) og målene med tiltaket. En generell tilnærming kan være å sikte mot et bredest mulig spekter av arter som dekker de ulike behovene gjennom lengst mulig del av sesongen.

Det er en utfordring å kunne opprettholde blomstertilbud gjennom sesongen. Her må en vurdere vegkantenes bidrag sammenlignet med tilgjengelige blomsterressurser i landskapet. Skal vegkantene utgjøre et supplement, fyller spesifikke behov, eller være hovedkilden til blomsterressurser. Arbeidsavstander varierer mye mellom arter, også innen samme familie. For eksempel fløy *Aricia agestis* sommerfugler mindre en 60 m i en gjenfangststudie, mens andre arter av sommerfugler kan fly over en kilometer (e.g. Hill 1996). Humler har generelt stor arbeidsradius med for eksempel flyvelengder for arbeidere på opp til 12 km (Rao og Strange 2012) og spredningsavstander for dronninger på 3 og 5 km for to forskjellige arter (Lepais 2010). Mørk jordhumle (*Bombus terrestris*) hadde i gjennomsnitt arbeidsavstander på 275 meter i en engelsk studie (Osborne 1999), men arbeidsdistansene forventes å være svært avhengige av landskapet og tilgjengelige ressurser. Vegkantene som lineære element i landskapet kan bidra som spredningskorridorer eller "stepping stones" (Ries 2001, Tikka 2001). Med et landskapsperspektiv kan en vurdere hvordan vegkanten kan brukes til å koble sammen ulike arealer med skjøttet grasmark og andre ressurser i landskapet. Det er da viktig både å vurdere avstander og kvalitet både som spredningsvei og ressurskilde (Dennis & Hardy 2007). Det er generelt en negativ effekt av redusert kobling (connectivity) av ressurser i landskapet på pollineringstjenester, men datagrunnlaget er lite (Mitchell m. fl. 2013) og det er vanskelig å skille effektene av fragmentering og redusert ressurstilgang totalt (Hadley & Betts 2012). Koblingene avgjøres av mange faktorer som samlet tilgang på ressurser i landskapet og hvordan disse er fordelt på ulike områder, størrelse på områder, avstander mellom dem osv. Sådne blomsterstriper i åkerlandskapet kan ha en positiv effekt på forekomst av pollinatorer på landskapsnivå (Jönsson m. fl. 2015). Det kan tenkes at vegkanten kan ha en tilsvarende funksjon. Det er også et samspill mellom lokal tilrettelegging (som

i en vegkant eller blomsterstripe) og landskapsfaktorer, der tilgang på ressurser i landskapet kan forsterke effekten av tiltak lokalt (Scheper m. fl. 2015). For humler gjaldt dette tilgangen på blomsterressurser i landskapet tidlig i sesongen. Jakobsson og Ågren (2014) fant at avstanden til semi-naturlig eng påvirket frøsettingen i tre testarter langs svenske vegkanter og konkluderte med at tilrettelegging for pollinatorer i marginale grasområder som vegkanter kan ha en positiv innvirkning på populasjoner av pollinatorer. Dette viser igjen at landskapsperspektivet er viktig i tilrettelegging for pollinatorer og multiple funksjoner i vegkanter.

Det hevdes også at en mangfoldig sammensetning av pollinatorsamfunnet, øker stabiliteten på pollineringstjenester både i tid og rom (Klein 2003, Winfree & Kremen 2009, Bommarco 2012). Etablering og skjøtsel av vegkanter med variasjon i habitat og vegetasjon kan bidra til å opprettholde effektive pollineringstjenester i landskapet, men det er en utfordring at sammensetningen og pollinatornettverkene påvirkes negativt av urbanisering da spesialistene forsvinner med økende urbanisering (Geslin m. fl. 2013).

Bidraget fra fremmede arter til ressurser for pollinatorer er relevant for vegkanter. Flere invasive arter som valurt, kanadagullris og lupiner med flere kan bidra med viktige ressurser for humler (Ødegaard 2015). De fleste av disse invasive artene kan derimot på lengre sikt ha negative effekter på blomstertilbudet i et område da de selv har en begrenset blomstringsperiode, men konkurrerer ut andre arter som samlet kan tilby ressurser over lenger tid. Lupiner har for eksempel også enkelte stoffer i nektaren som kan ha negative effekter på reproduksjon hos humler (Arnold 2014).

Det er mange kunnskapshull når det gjelder tilrettelegging for pollinatorer i vegkantene. Hvilke planter som er viktige for de ulike insektgruppene og i hvor stor grad de bidrar til pollinering er godt kjent for enkelte grupper, men ukjent for andre. Den viktigste utfordringen for skjøtsel av vegkanter med tanke på pollinerende insekter er å forstå hvilke ressurser vegkanten kan bidra med, hvordan disse kan maksimeres og hvordan en skal prioritere ulike tiltak som forventes ha ulike konsekvenser for forskjellige arter eller grupper med arter. Strategier som klarer å opprettholde en sammensetning i vegetasjonen over tid som tilbyr ressurser for pollinatorer ser ut til å være avgjørende. Dette kan avhenge både av opprinnelig sammensetning av vegetasjonen og skjøtsel (Woodcock m. fl. 2014). Den samme studien viste at kortlivede belgvekster gikk raskt ut, da de ikke var i stand til å reetablere seg fra frø. Nøkkelen ser ut til være å unngå en totalt grasdominert kantvegetasjon.

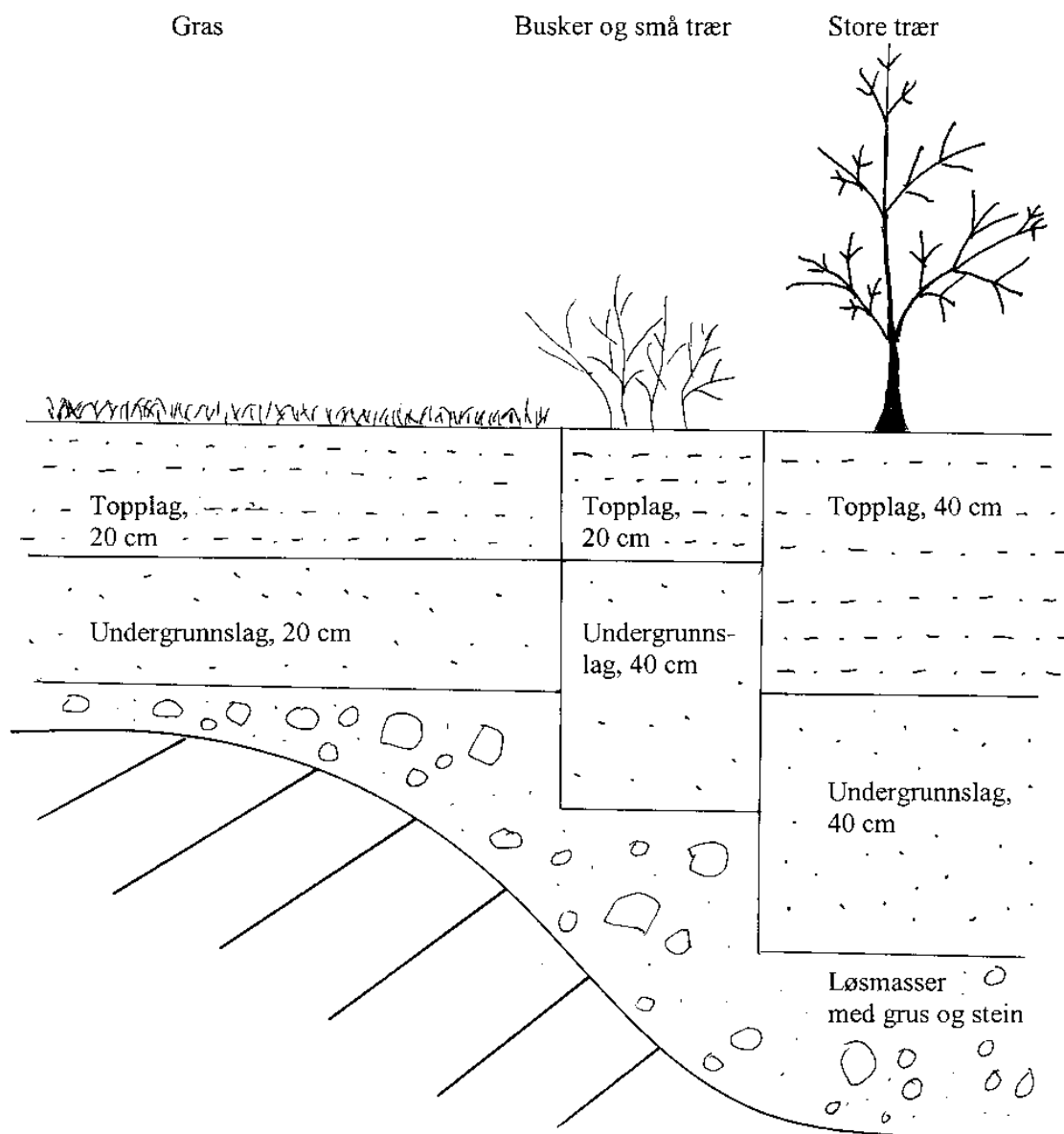
Det er også usikkert i hvor stor grad vegkantene fungerer som en "økologisk felle" der de negative effektene av økt dødelighet langs vei er større enn eventuelle positive bidrag fra ulike ressurser i vegkanten. Trafikkmengde, bredde på veien og skjøtsel øker dødeligheten, mens brede vegkanter med høyt mangfold av plantearter reduserte dødeligheten hos sommerfugler (Skórka 2013). Data på forekomsten av humler i norske landskap viser en negativ korrelasjon med lengden på veinettet, noe som kan gi indikasjoner på noen av de samme mekanismene (Kallioniemi m. fl., upubliserte data). Hvordan avgasser fra kjøretøy påvirker insektenes liv, f. eks deres evne til å finne og pollinere blomster (Riffell 2014) og langtidseffekter av eksponering for miljøgifter i vegkanten må også vurderes.

8 HÅNDBTERING OG FORBEDRING AV TOPPMASSER

Flytting og mellomlagring av jordmasser er kanskje den største kilden til spredning av ugras og uønskede arter i grøntanlegg, og veianlegg. Vanlige pionerarter som finnes i frøbanken og som uansett ville etablere seg etter utlegging av jorda, vil kunne formere seg kraftig i jorddeponier. Mer problematisk er det at enkelte særlig farlige ugras kan formere seg opp og bli spredd. Det er derfor viktig at toppmasser undersøkes både under mellomlagring og før tilbakelegging for å unngå utilsiktet spredning. Om nødvendig må kjemisk ugraskamp med brakking, mekanisk og/eller kjemisk, gjennomføres for å unngå at jord i deponier oppformerer uønskede ugras arter (Fløistad & Brandsæter 2010).

Fra veianlegg er det vel kjent at det ofte kan være dårlig etablering etter såing av veikanter. Dette gjelder særlig i skråninger av leire, der jordsmonnet består av massiv og nærmest uforvitret undergrunnsleire. På slik jord vil frø lett bli vasket bort ved første regnskyll, og de plantene som spirer klarer knapt å rotfeste seg i den kompakte jorda. I mange tilfeller brukes jorddybder for topplag i henhold til NS 3420 K, tabell K1. For grasbakke er det der angitt tykkelse av vekstjordlag på 100 mm, for grasplen 200 mm, og plantefelt 200-400 mm avhengig av om det er snakk om utplantingsplanter, stauder eller busker. Når det ikke stilles krav til massene under et vekstjordlag, er det duket for mange problemer knyttet til mangelfull etablering av ønsket vegetasjon, etablering av uønsket vegetasjon, ukontrollert erosjon og tilhørende sedimentasjon. I mange tilfeller forsøkes det å etablere grasbakke ved å legge ut tynne lag av vekstjord over pukkmasser. En slik konstruksjon vil ha svært liten vannlagringsevne i tørre perioder, og bli overmettet i perioder med kraftig nedbør. I slike nedbørperioder vil massene kunne bli så overmettet at mesteparten av jorda eroderer bort, og fyller opp kummer og grøfter med sedimentasjonsmateriale. Tilsvarende vil skje også i de tilfeller der det legges vekstjord oppå et underlag av hardt pakket eller uforvitret leire. Vekstjorda vil bli overmettet ved sterk nedbør og erodere kraftig. I verste fall vil vekstjorda skli av med leira som et glideplan. I sistnevnte tilfeller vil det i mange tilfeller være bedre å så direkte på leira, selv om tilslaget blir relativt dårlig, enn å påføre vekstjord. Særlig gjelder dette ved stor hellingsgrad. Ved etablering av ny E6 gjennom Ås på nittitallet ble det, på grunn av risikoen for utglidning, valgt å ikke påføre vekstjord i skjæringene. Etableringen av gras ble likevel tilfredstillende etter hvert, selv om utviklingen på blåleire var treg (Pedersen m. fl. 1997). Langs nåværende R23 i Røyken og Frogn har det også enkelte steder vært tilfredsstillende etablering (til dels spontan) direkte i leire (både skjæringene og fyllinger (Skrindo & Pedersen 2003, Nessa 2005). Også i Sør-Trøndelag ble det funnet akseptabel etablering av gras direkte på undergrunnsjord dominert av lettleire (Pedersen & Håbjørg 1995). Generelt hefter det imidlertid betydelig usikkerhet knyttet til etablering direkte i undergrunnsjord, særlig med tanke på tørkeperioder.

Det hjelper lite med optimale frøblandinger dersom forholdene for spiring og etablering ikke er tilpasset plantenes krav, hvis en ønsker et forutsigbart resultat. Ved for grunne jordkonstruksjoner kan en risikere stor utgang av planter som ikke tåler kombinasjonen av tørke om sommeren og overmetning av jordmassene gjennom høst/vinter. Ved etablering av ulike grøntarealer på Fornebu, stilte en krav til tykkelse av både toppjord og underliggende jordlag tilpasset de enkelte artenes krav (Figur 1). Til tross for dette er ikke nødvendigvis hensiktsmessig å legge forholdene til rette for god vekst i alle veianlegg. Erfaringene fra Fornebu viser at veksten ble bedre enn hva som ofte vil være optimalt i veianlegg. Det ligger derfor en stor utfordring i å velge metoder for



Figur 1. Krav til jorddybder ved etablering av ulike grøntanlegg på Fornebu (Haraldsen & Pedersen 2001)

vegetasjonsetablering som både sikrer akseptabel etablering, reduserer og ikke forsterker erosjonsproblemer, krever minst mulig flytting av masser, og legger grunnlag for ønsket vegetasjonssammensetning og rasjonell skjøtsel uten unødig stor produksjon av biomasse.

Jordegenskapene er lite studert i naturlige blomsterenger og slåttemark (Austad m. fl. 2015), men det som preger disse vegetasjonssamfunnene er et slåtteregime kombinert med beiting, som gir gode forhold for arter med bladrosetter som verken kuttet ved slått eller beites ned. Disse artene klarer seg dårlig i konkurransen når slått og beiting uteblir, og rotgras som konkurrerer bedre om vann, næringsstoffer og lys får fritt spillerom. Det er ingen tvil om at kvaliteten på jordsmonnet, også uavhengig av slåtteregimet, vil være avgjørende for artssammensetningen. På leirjordarter vil det på sikt være vanskelig å opprettholde konkurransesvake arter, selv om tilgangen på nitrogen og vann kan virke sterkt regulerende på undergrunnsjord i starten.

9 RESTAURERING AV BIOLOGISKE PROSESSER I JORD

Dagens rutiner for oppbevaring og tilbakelegging av jordmasser fører mest sannsynlig til at mange av organismene i jord går tapt eller at sammensetningen endres (Harris m. fl. 1993, Waterhouse m. fl. 2014), selv om dette kan variere både med opphav til jorda (Bloem m. fl. 2005) og lagringsforholdene (Sheoran m. fl. 2010). Samtidig vet en at sammensetning av jordbiomet har stor betydning for samspill mellom arter og vegetasjonsutvikling og kan sterkt bidra til å forbedre restaureringsarbeidet (Kardol & Wardle 2010), økologisk funksjon og økosystemtjenester (Baer m. fl. 2012). Det er ikke godt dokumentert i hvor stor grad og hvor raskt ulike komponenter av jordbiomet reetableres under nordlige forhold. Den raske revegeteringen som ofte er oppnådd ved tilbakelegging av toppmasser tyder på at jorda har tålt mellomlagring. Erfaringene fra etablering av ulike typer grøntanlegg på Fornebu, viste at bruk av stedlige toppmasser som komponent i jordblandingene ga meget godt tilslag av ulike typer planter (Haraldsen & Pedersen 2001):

Svært tallrike: Reinfann, hvit steinkløver, hvitdodre og rødkløver.

Hyppige: Ormehode, vanlig balderbrå, gul gåseblom, burot, løvetann, stormaure, vinterkarse, meldestokk.

Nokså vanlige: Krusetistel, mørk kongsllys, stakekarse, sneglebelg, fuglevikke, småtorskemunn, lintorskemunn, vanlig ryllik, russekål, engsmelle, flatrapp.

Sporadiske: Brunrot, groblad, haredylle, slyngsøtvier, løkurt, alsikekløver, engrapp, brønnkarse, gjeldkarve, hundegras, høymole, borre, timotei, brennesle, rørkvein, engkvein, veitistel, åkertistel, frømelde, åkersvineblom, sauesvingel, firfrøvikke, tranehals, vortemelk, gjetertaske, klustersvineblom, åkersennep, vassarve, filtkongsllys, vindelslirekne, åkergull, prestekrage, rundskolm, bringebær, rødhyll, hestehov, hagegullris, hønsegras, kveke, kvassdå, legesteinkløver, rundkarse, svaleurt, springfrø, åkerstemorblomst.

Belgvekstene etablerte seg med symbiotiske bakterier som fulgte med jordsmonnet, og den gode tilveksten av plantet svartor hadde trolig også sammenheng med at det var *Frankia sp.* i jorda. Det avgjørende for utviklingen av vegetasjonssamfunnet på Fornebu siden etableringen av grøntanleggene tidlige på 2000 tallet har vært graden av skjøtsel og slått. Områder som i en tidlig fase hadde fått fine bestand av ulike kløverarter, vikker og andre tofrøblada arter, ble etter hvert sterkt dominert av ugras som tistler, burot og andre høytvoksende arter når det ikke ble slått. Områdene som ble skjøttet ut fra anbefalt opplegg (Haraldsen & Pedersen 2001), med en slått i sesongen (ca 1. juli) for å sikre at uønsket ugras ikke tok overhånd på naturlignende områder og ved store ugrasproblemer to ganger slått, ca. 1. juni og ca. 1. august, beholdt den artsrike blomsterengvegetasjonen. Klippet vegetasjon med ugras ble samlet opp og fjernet fra området.

På Fornebu har det ikke vært foretatt systematiske oppfølgingsundersøkelser av vegetasjonsutvikling og jordbiologisk aktivitet. Det som har vært gjort av studier viser bl.a. etablering av mange meitemarkarter, som fulgte med toppmassene som ble brukt i jordblandingene. Ved studier av jordprofiler er det også sett en rekke insekter og edderkoppdyr.

På Fornebu visste en at en ville få utfordringer med at det var arter i frøbanken som potensielt ville kunne skape problemer med etableringen av ønsket vegetasjon. En oppnådde til dels å få blomstereng med stor artsrikdom og tilhørende symbiotiske mikroorganismer, men også betydelige problemer med kraftigvoksende rotugras. Det er derfor et uavklart spørsmål om en i

reetablering av vegetasjon langs vegkanter også bør forsøke å restaurere noen av funksjonene og prosessene i jorda og de ulike organismegrupper- symbiotiske, parasittiske, patogene, herbivore osv. som på ulike måter påvirker samspillet mellom plantene. Vegetasjonen påvirker direkte sammensetningen av jordbiota som igjen påvirker vegetasjonen i et sett med inter- og intraspesifikke feedback systemer (van der Putten m. fl. 2013). Reetablering av ulike organismegrupper i jord skjer med ulik hastighet. Frittlevende organismer reetableres raskt, mens symbiotiske arter bruker lenger tid (Allen m. fl. 2008). Dette gjelder særlig mycorrhiza som i enkelte tilfeller kan bruke flere år på reetablering. Enkle systemer med jordbiota restaureres derfor raskere enn mer komplekse (Frouz m. fl. 2013). Samspillet mellom planter og mycorrhiza dannende sopp er av de bedre kjente samspillene i jord. Selv om mycorrhiza ofte har stor betydning for etablering av frøplanter i naturlige systemer (e.g. Klironomos m. fl. 2011), ser effekten av å bruke inokulum i restaureringsarbeid på forstyrret jord ut til å være liten (Fischer m. fl. 2013). Effekten av inokulering med mycorrhiza ser klart ut til å være kontekstavhengig og varierer med jordforhold og hvilke arter en ønsker å etablere (Hoeksema m. fl. 2010). Et viktig poeng er at reetablering av mycorrhiza i jord, kan endre konkurranseforholdene til fordel for ikke-invasive arter. Etersom mange invasive arter ikke danner symbiose med mycorrhiza, kan en reetablering av mycorrhiza initierer en positiv feedback på reetablering av ønskede arter (Vogelsang m. fl. 2004). Denne kombinasjonen har også effekter på overflatestabiliteten av jordmassene, da mycorrhiza øker mengden vannstabile aggregater (Vogelsang m. fl. 2004).

I mange tilfeller reetableres mycorrhiza naturlig, slik at effektene av inokulum reduseres (Andersen 2013). Arbuskulær mycorrhiza ser ut til å etablere seg forholdsvis langsomt på forstyrret jord, da sporene er store og ikke lett transporteres med vind (St. John 1990), men dette varierer med miljøforholdene (Miller & Jastrow 1992). Soppen følger vegetasjonen inn fra kantene, men det kan også forekomme spredning med vektorer som meitemark osv. Da de fleste vegkanter er relativt smale, kan dette være tilstrekkelig, men det vil uansett ta tid før mangfoldet av arbuskulær mycorrhiza øker til et nivå sammenlignbart med mer naturlig engvegetasjon. Anleggsmaskinene kan helt klart bidra til reetablering av mycorrhiza i vegkanten. Dette kan utvides til også å overføre noe jord fra eldre engsystemer til vegkanter som bruk som et multi-inokulum (Allen m. fl. 2008). Sammensetningen av mikroorganismer i toppmasser fra jordbruket, kan i noen tilfeller være tilstrekkelig til raskt å etablere de viktigste funksjonelle gruppene og interaksjonene med vegetasjonen (Herzberger m. fl. 2014).

De samme problemstillinger angående stedegenhet gjelder for jordorganismer som for vegetasjon. En bør derfor være kritisk til bruk av kommersielle inokulum og vurdere behovet opp mot dokumentasjon på opprinnelse.

Fravær av symbiotiske organismer i jord kan fungere som et biotisk filter for organismer som i stor grad er avhengige av slike samspill. Mycorrhiza er et eksempel, nitrogenfikserende bakterier et annet. Selv om enkelte organismegrupper som orkideer og vintergrønnfamilien er helt avhengige av mycorrhiza for å etablere seg, er det få andre vaskulære planter aktuelle for vegkanter som er helt avhengige av et slikt partnerskap for å etablere seg. Derimot kan betydningen av symbioser være stor i en konkurransesituasjon og påvirke konkurranseforhold mellom arter (Höpfner m. fl. 2015, Heinze m. fl. 2015). For nitrogenfikserende arter som belgvekster, er forekomsten av kompatible og effektive symbionter i landskapet noe variabel. Noen arter er mindre selektive og danner symbiose med et bredt spekter bakterier, mens andre er mer selektive og da også ofte mer effektive. De vanligste kløverartene danner generelt symbiose med et spekter av nitrogenfikserende

bakterier i *Rhizobium*, *Bradyrhizobium* og nært beslektede slekter. Forekomsten av symbionter er viktig for etablering av frøplanter i en konkurransesituasjon (Horton & van der Heijden 2008) og et større mangfold mulig symbionter legger til rette for et større mangfold i vegetasjonen (van der Heijden m. fl. 1998). Vegkanter kan bidra til økt mangfold og artsrikdom av arbuskulær mycorrhiza i landskapet (Dai m. fl. 2013), og dermed legge til rette for en mer mangfoldig vegetasjon. Under noe tørrere forhold, fant García-Palacios m. fl. (2011) at valg av vegetasjon hadde stor påvirkning på sammensetning av mikroorganismene og dermed både sterke direkte og indirekte effekter på funksjoner i jord under restaurering av vegkanter. En konsekvens av dette er at jord-plante feedback systemene kan manipuleres til å styre prosesser i restaureringsarbeidet, men foreløpig har en ikke tilstrekkelig kunnskap om kompleksiteten og mulige konsekvenser for ulike funksjoner (Harris 2009) og samspillet med andre abiotiske og biotiske faktorer (e.g. Larios & Suding 2014). Det var også en mer tydelig sammenhengen mellom plantediversiteten og betadiversitet av mikroorganismer enn mellom plantediversitet og alfadiversitet av mikroorganismene i en studie med vid geografisk prøvetaking (Prober m. fl. 2015), noe som også illustrerer kompleksiteten i problemstillingen.

Når en har få arter i vegkanten er det økt risiko for å øke forekomsten av negative jord-plante feedback mekanismer gjennom opphopning av artsspesifikke antagonistiske organismer (Maron m. fl. 2011, Kulmatiski m. fl. 2012). Dette kan gjøre det lettere å invadere vegkanten for fremmede arter. Samspillet med organismer i jord kan altså påvirke hvordan vegetasjonen er resistent mot invasjon, der jord-plante feedback systemer gir en positiv sammenheng mellom diversitet og produktivitet i vegetasjonen (van der Heijden m. fl. 2008) og mellom diversitet og resistens mot invasjon (Turnbull m. fl. 2010, Liao m. fl. 2015). Vi har diskutert noen av prosessene der effektene er forholdsvis godt studert, men en skal ikke utelukke at andre typer interaksjoner som allelopati og endofytter også spiller inn.

10 SKJØTSEL

Et nøkkelement i skjøtselen av vegkanter er effekten tiltaket har på konkurranseforholdet mellom plantearter og regenerering fra frø. Ved skjøtsel av vegkant er det viktig å ta hensyn til at de planteartene som er ønskelig at inngår i plantesamfunnet får fullført livssyklusen. Det betyr at plantene må ha mulighet til å utvikle modne frø (i alle fall på deler av arealet og i de fleste år). I den nordlige delen av Europa (Fennoskandia) er det slik at en stor del av planteartene i semi-naturlig grasmark er flerårige (Eriksson & Ehrlén 2001), men regenerering fra frø er likevel en viktig del av livssyklusen og dynamikken i vegetasjonen. Etablering fra frø er sannsynligvis spesielt viktig i en tidlig fase i etableringen av vegetasjon etter anleggsarbeid blant annet fordi det da er relativt mye åpen jord.

I arbeidet med skjøtsel av artsrik semi-naturlig eng (der den tradisjonelle skjøtselen var slått), blir det ofte anbefalt en sen slått – for eksempel etter 10. juli (DN 2009). Sen slått gir mange plantearter mulighet til å utvikle modne frø før slått og kan i tillegg har positive effekter på flere andre grupper av organismer. Det blir allikevel en avveining mellom ulike konsekvenser, da sen slått kan ha negativ effekt på frøsetting av mindre arter (Jantunen m. fl. 2007). I sammenheng med veganlegg kan sen slått gi noen utfordringer og på en del areal er det ikke ønskelig av sikkerhetsmessige hensyn. I et flerårig forsøk med ulike slåttetidspunkter på veikanter med ulike vegetasjonssamfunn i Hedmark ga tidlig slått (før blomstring for de fleste arter) fin blomstring seinere på sommeren og sterkt redusert vekst (Skrindo & Pedersen, upublisert). Det samme ble registrert i et forsøk med blomstereng (Halvorsen 1997). Det kan derfor være aktuelt å differensiere slåttetidspunktet både langs veganlegget og med avstand til vegbanen utover i sideterrenget. Slike løsninger kan ha flere fordeler. Ved å slå arealet nærmest veibanen først, kan det ligge til rette for at frø fra gjenstående vegetasjon spres inn på arealet som er slått. Her vil gode lysforhold gi muligheter for spiring og etablering. Denne typen veksling mellom slått areal og engvegetasjon med modne frø var vanlig i jordbrukets kulturlandskap om vi går 50-100 år tilbake i tid. Sonebasert slått av sideterrenget er forsøkt ut tidligere, men det er likevel flere spørsmål som bør avklares rundt den praktiske utformingen av et slikt skjøtselstiltak.

I et studium av populasjonsdynamikk hos plantearten gjeldkarve (*Pimpinella saxifraga*) viste det seg at variasjonen i skjøtsel langs vegen var viktig for å opprettholde populasjoner av arten i et område (Auestad m. fl. 2010). I noen tilfeller reduserte skjøtselen frøsetting hos arten, men skjøtselen hadde samtidig positive effekter på etablering av nye planter fra frø. En annen type skjøtsel førte til høyere frøproduksjon, men hadde negative effekter på etablering av frøplanter. En mosaikk av ulike skjøtsel var derfor viktig for å opprettholde populasjoner av gjeldkarve. Lignende forhold mellom skjøtsel og populasjonsdynamikk er observert for blant annet rødknapp (*Knautia arvensis*) (Johansen m. fl., in press).

Skjøtselen av vegkant og sideterrenget bør også tilpasse jordbunnsforhold og da spesielt næringsstatus og jordfuktighet. Dersom målet er å utvikle artsrike plantesamfunn som både har estetiske kvaliteter og er en viktig fôrressurs for pollinerende insekter, så vil det sannsynligvis være lettest å få til dette på areal med frisk jordfuktighet eller relativt tørr jord.

Et viktig spørsmål ved skjøtsel med tanke på biologisk mangfold, er om plantematerialet skal ligge igjen etter slått. Ved å la plantematerialet ligge igjen, vil frø bli frigjort selv etter slått. Frø som ikke var modent nok til å slippe planten før slått, kan ha en ettermodning på planten etter slått for så å

bli frigjort. I tradisjonelle slåttenger der graset blir tørket ute på engen, var sannsynligvis denne typen ettermodning av frø nokså viktig. Det er derfor grunn til å tro at det å la plantemateriale ligge igjen og tørke på bakken kan ha nokså stor betydning for sammensetningen av vegetasjonen og kanskje også ha positive effekter på artsmangfoldet gjennom reetablering fra frø. En potensiell, negativ effekt av å la plantemateriale ligge igjen, er opphoping av strø på jordoverflaten og næring i jordsmonnet. Svensson (2013) konkluderte etter en omfattende litteraturgjennomgang at det å fjerne slått materiale er positivt for mangfoldet i vegetasjonen, uavhengig av hvor næringsrik jorda er. Et tiltak er oppsamling av plantemateriale en tid etter slått (Auestad m. fl. 2000).

Plantemateriale som ligger igjen etter slått vil i mange tilfelle over tid føre til opphoping av strø på jordoverflata og næring i jordsmonnet. I hvilken grad dette faktisk skjer er avhengig av blant annet sammensetningen av vegetasjonen da planteartene har ulike nedbrytingshastighet (Wardle m. fl. 2002, Spirito m. fl. 2014), men vel så viktig er nok om det er jordfauna som meitemark til stede i jordsmonnet. I jordsmonn med ulike arter av meitemark vil det svært sjelden forekomme opphopning av strø og blader på jordoverflata, og vissent plantemateriale vil raskt bli bearbeidet av meitemark og blandet til mold.

Et tynt strølag på jordoverflaten kan forekomme også i grasmark med god skjøtsel, og kan ha positive effekter på etablering hos frøplanter blant annet ved å beskytte mot uttørking (Suding & Goldberg 1999). Et strøsjikt som dekker størstedelen av jordoverflaten, og er mer enn 2-3 cm tykt, vil ofte ha negative effekter på spiring og etablering hos flere plantearter. Effekten som strø har på spiring og etablering vil likevel variere mellom plantearter. Noen plantearter har større evne til å spire under et strølag og har frøplanter som klarer å trenge gjennom strølaget (Hovstad & Ohlson 2008). Sannsynligvis spiller opphoping av strø en rolle i suksesjonsprosessen i engvegetasjon som ikke lenger blir slått eller beitet. Det må antas at et strølag ikke bare hindrer frøplanter i å spire, men at det også reduserer lystilgangen til små, konkurransesvake arter. Fordelen som slått medfører for slike arter går derfor delvis tapt hvis ikke klippeavfallet fjernes. Dersom formålet med skjøtselen er å etablere en eng med et artsmangfold som likner semi-naturlige enger med aktiv skjøtsel, så bør skjøtselen være slik at det ikke bygges opp et tett strøsjikt. I mange tilfeller vil slått være tilstrekkelig for å unngå dette dersom plantematerialet blir fjernet. I noen tilfeller kan det være aktuelt å slå etterveksten etter en sen slått for å hindre opphoping av strø og næring. Det kan òg være aktuelt å variere slåttetidspunkt og antall slåtter alt etter artssammensetning og næringsstatus i vegetasjonen.

Fjerning av plantemateriale etter slått er i mange tilfeller også viktig for å hindre opphoping av næring i jordsmonnet som i sin tur vil føre til større biomasseproduksjon og større konkurranse om lys i vegetasjonen (Grime 1973). Flere av planteartene som er karakteristiske for semi-naturlig eng, har liten evne til å konkurrere om lys i vegetasjonen (men ofte relativt god evne til å utnytte et lavt næringsnivå i jord, Hautier m. fl. 2009). Ved gjødsling eller økt næringsnivå i jordsmonnet av andre grunner, vil derfor disse artene ofte gå sterkt tilbake (Stevens m. fl. 2010). For vegkantvegetasjon er det vist at fjerning av strø kan redusere biomasseproduksjonen og dermed konkurransen om lys, og at dette har positive effekter for lavtvoksende engarter (Auestad m. fl. 2011) og etablering av frøplanter (Gibson m. fl. 2011). Langtidsstudier har vist at å ikke fjerne slått materiale gir en sterkere dominans av grasvegetasjonen (Laser 2002) og næringskrevende vegetasjon (Kvitek m. fl. 1998).

11 KONFLIKTER MELLOM ULIKE MÅL

Økonomi og hensyn til trafikksikkerhet og trafikkmiljø, begrenser handlingsrommet for skjøtsel med sikte på andre formål. Jo flere funksjoner og tjenester en ønsker å legge inn i vegkantene jo flere konflikter må håndteres og det kan med fordel etableres kriterier for prioritering av de ulike målene.

Den mest opplagte konflikten er forskjellene i tilnærming en trenger for å legge til rette for en mangfoldig vegetasjon med mange ressurser for pollinatorer i et landskap der en samtidig må ha kontroll på mange invasive arter, og ikke minst overholde sikkerhetsmessige krav. For å opprettholde biologisk mangfold i vegkanten må en legge til rette for et selvrekrutterende system, der arter uten vegetativ spredning kan reetablere seg fra frø og ønskede arter fra rundt områdene rundt vegkanten kan etablere seg spontant. Dette er i direkte konflikt med behovet for å redusere tilgjengelige mikrohabitater for etablering av invasive arter. Realismen i å kunne oppnå både et stort biologisk mangfold tilrettelagt for pollinatorer og samtidig ha tilstrekkelig kontroll på invasive arter (og andre uønskede arter) i vegkanten må vurderes. Dette må settes i sammenheng med eventuelle bidrag fra vegkantene til leveranse av pollinerings tjenester i forhold til bidraget fra resten av landskapet.

Det er ikke en direkte målkonflikt, men skjøtsel og ugraskontroll på hele arealet mellom veg og avgrensninger mot andre eiere setter helt klare begrensninger på hva en kan få til av artsrike vegkanter. Alt for ofte står store bestander av ugras og invasive arter langs veiene utenfor rekkevidden for kantslått. Disse plantene sender hvert år store mengder frø og utløpere inn i skjøttede områdene. Å redusere denne belastningen vil være av stor betydning og bør prioriteres, både for å nå eventuelle mål om artsrike vegkanter, men også for å hindre spredning av invasive arter langs veg. Om ikke annet, så bør forekomst av slike uskjøttede arealer langs vegkanten brukes som grunnlag for prioritering av mål langs de gitte vegstrekningene. Hvis slike bestander ikke kan fjernes eller kontrolleres, er det mest sannsynlig nytteløst å etablere artsrike vegkanter.

Det er også en konflikt mellom klippehøyde og leveranse av blomsterressurser for pollinatorer i ulike deler av sesongen. Hvis vegkanten kun er et supplement til ressursbasen for pollinatorene, er dette av mindre betydning. Betydningen øker med andelen vegkanten utgjør av ressursbasen.

I områder der en ikke har problemer med invasive arter og ønsker et mer glissent vegetasjonsdekke for å legge til rette for spontan etablering osv, kan det være en konflikt med behovet for å hindre erosjon.

12 KUNNSKAPSMANGLER OG FORSKNINGSBEHOV

Vi har satt opp et sett anvendte problemstillinger som oppsummerer det vi vurderer som de viktigste kunnskapsmanglene. De fleste knytter direkte til teorier rundt vegetasjonsdynamikk og samspill mellom jord, planter og mikroorganismer, og de løses best i prosjekter der en klarer å koble de anvendte og mer grunnleggende aspektene.

Hovedutfordringen er å etablere kunnskap om hvordan en målrettet kan bruke samspillet mellom jordmasser, jordbiota, vegetasjon og skjøtsel til å opprettholde tjenester basert på biologisk mangfold over tid gitt begrensninger i skjøtselsmuligheter. Dette omfatter problemstillinger som

-Hvilke abiotiske filtre (som næringsinnhold og vanntilgang i jord) må en etablere for at biotiske filtre skal kunne hindre invasive arter i vegkanten?

-Hvordan påvirker sammensetningen av artsmatrisen etablering av enkeltarter, da spesielt arter med viktige funksjoner?

- I hvor stor grad påvirker jordbiota prosessene i vegetasjonen og hvordan kan de eventuelt styres?

- Hvordan kan vegetasjonen og skjøtselen tilpasses slik at vegkantene kan levere ulike ressurser (nektar, pollen, larve- og puppestadium, overvintring) for spesifikke grupper pollinatorer gjennom (de viktige delene av) sesongen?

- I hvor stor grad har en genotypisk og fenotypisk variasjon i egenskaper og leveranse av tjenester for nøkkelarter i vegkantene og hvordan påvirker det dynamikken og måloppnåelse i systemet?

- Over hvor store geografiske avstander kan oppformert frømateriale, innsamlet frø og høyoverføring brukes i lavlandet?

- Hvordan bør slåttetidspunkt og fjerning av avklipp gjennomføres langs spesielt viktige vegkanter?

13 FORSLAG TIL FORSKNINGSPROSJEKTER

For å få konkluderende resultater bør en legge til rette for langtidsserier der en i et større prosjekt kan undersøke samspillet mellom vegetasjon jordmasser, jordbiota og metoder for etablering og skjøtsel på kort og lang sikt under ulike klimaforhold. Konkret betyr det at en bør legge ut et forsøk med lik design en 3-4 plasser i landet.

Her må en skaffe bedre kunnskap om mekanismene som ligger til grunn for dynamikken og hvilke konsekvenser de har på ulike nivåer av organisering fra individ, til populasjon, vegetasjon og system. Det går fra grunnleggende studier av f.eks. hvordan abiotiske forhold påvirker samspill mellom arter og deres populasjonsdynamikk, utvikling av jordegenskaper og jordbiota, til mer overordnet kvantifisering av økosystemtjenester. Her får en avdekket i hvor stor grad etableringsmetodikk har noen innvirkning på utviklingen, eller om skjøtelsesregimet og de økologiske forholdene i vegkanten eller klima styrer utviklingen. Et viktig moment her vil være å få fram hvor robuste de ulike tilnærmingene er.

I tillegg vil det være behov for detaljstudier på blant annet

- overføring og frøplanteetablering av nøkkelarter ved bruk av ulike metoder, tiltak for å oppnå bedre resultat
- kartlegging av genetisk variasjon og funksjon i nøkkelarter som rødsvingel og hvordan dette påvirker utvikling av vegkantvegetasjon under ulike forhold
- metoder for å redusere frøregn av invasive arter i vegkanten
- hvordan terrengforming, jordkvalitet, jordfysiske forhold og vegetasjon påvirker ulike typer erosjon, spesielt i etableringsfasen
- hvordan abiotiske begrensninger for etablering direkte på undergrunnsjord kan reduseres uten at det medfører ulemper
- karakterisering av egenskaper av oppformerte frøpopulasjoner for etableringshastighet, konkurranseevne, salttoleranse osv.

14 DEL 2. KONKRETISERING AV FORSLAG TIL METODER

14.1 Generelle anbefalinger

Valg av metoder vil avhenge av hvilke mål en har for anlegget. Som gjennomgangen av kunnskapsstatusen viser, er det mange løse tråder. Det er derfor vanskelig å presentere robuste løsninger på hvordan en kan nå langsiktige mål om tilrettelegging for pollinatorer, kontroll av invasive arter, et godt funksjonelt og estetisk uttrykk osv. Før en har skaffet mer kunnskap, vil vi anbefale en todelt tilnærming for vegetasjonsetablering langs veger i jordbrukslandskapet:

I områder med mye fremmede arter og der vegkanten sitt bidrag til biologisk mangfold på landskapsnivå vil være beskjedent, anbefaler vi en tradisjonell løsning med etablering av grasbakke og tilpasset skjøtsel for å hindre etablering av invasive arter. Her må det inn en vurdering av jordmasser som kan legge til rette for en god etablering av grasbakke. NS 3420 K vil i mange tilfeller ikke gi den etableringen og vegetasjonsuttrykket en er ute etter, da sjiktet med vekstjord er for tynt. Frøblandinger med mest mulig lokale og tilpassa populasjoner av robuste gras som rødsvingel og engkvein sås med relativt stor såmengde, f.eks. 12 kg/daa, enten i tilbakelagte eller konstruerte masser eller direkte i undergrunnsmassene. Bruk av mulch og dekkvekster som havre, bygg eller toårig raigras (sorter som ikke danner frøstengler i såingsåret) kan vurderes.

I områder der vegkantene kan utgjøre en forskjell som habitat for engvegetasjon og pollinatorer på landskapsnivå, bør en legge til rette for artsrike vegkanter. Her må en nøye tilpasse jordmasser, valg av vegetasjon og metoder for etablering og skjøtsel til målene. Jordmassene kan med fordel være noe tørkesvake (avhengig av helning) og det bør inokuleres med masser for etablering av jordbiota. Dersom en har donorlokaliteter for artsrik blomstereng, kan høyoverføring kombineres med målrettet såing være et godt utgangspunkt. Skjøtsel tilpasses med en eller to slåtter i året. Det er spesielt på denne delen det mangler kunnskap og behovet for lokale tilpasninger nok er størst. Det er derfor vanskelig å konkretisere denne delen nærmere. Tilnærmingen kan også være aktuell å bruke på deler av veganlegg for å bedre det estetiske uttrykket, f.eks. i kryssområder og andre områder med lav hastighet, større arealer tilgjengelig for såing og med muligheter for differensiert skjøtsel. Første prioritet må allikevel være å ha invasive arter under kontroll.

14.2 Konkret for rv23

Store bestander av kanadagullris og andre invasive arter og ugras gir et behov for å ha disse under kontroll på både kort og lang sikt. Vi anbefaler derfor en tilnærming som ikke gir for stor risiko når det gjelder valg av metoder. I tillegg har en ulike jordmasser fra leirholdig til mer sandholdig, fra smale vegkanter mot åker og eng, tunnelportal mot beite og skog og større kryss, så det ligger til rette for å teste ut ulike metoder. Vi anbefaler å ha full kontroll på invasive arter langs de lengre kjørestrekningene (tilnærming 1 over) og prioritere metoder for tilrettelegging for biologisk mangfold og pollinatorer i områdene rundt tunellportal i øst og i områdene rundt krysset på Linnes (tilnærming 2 over). Dette innebærer også en prioritering av jordmassene, der en tilbakefører massene med høyest kvalitet til jordbruket og bruker resterende masser i anlegget rundt krysset på Linnes. Eventuell jordforbedring langs de andre strekningene må vurderes. Ved komponering av frøblandinger til R23 er det derfor viktig å ta utgangspunkt i jordartene på de enkelte strekningene og inventeringene av vegetasjonen på stedet.

14.3 Vegkanter med kontroll på fremmede arter

Første steg er å sikre at jordmassene er egnet for rask og jevn vegetasjonsetablering, enten det er toppmasser eller undergrunnsmasser. Her anbefaler vi en frøblanding bestående av 90 % norsk rødvingel, f.eks. en blanding av populasjonene 'Sauherad' og 'Frigg', og 10 % norsk engkvein (f.eks. pop. Vrådal). Skal det blandes in tofrøbladete arter bør disse ha en klonal vekst som raskt dekker åpne områder og tåler klipperegimet. Av hensyn til konkurranse med ugras sprøytesås arealet med relativt stor såmengde, f.eks. 12 kg/daa. Prisen på frøblandinga vil være ca 250 kr/daa (regnet for et areal på rundt 30 daa). Kantslått to ganger i året bør være tilstrekkelig, forutsatt at en får slått hele arealet.

14.4 Vegkanter som tilstreber biologisk mangfold i beite

Over og rundt tunellportalen ved Dauerudbekken kan en legge til rette for en artsrik beitemark på leirjord i forbindelse med beiten over tunellen. En bør her trekke beitemarka så tett inn til vegen som mulig slik at en unngår kantsoner som ikke skjottes skikkelig. Området kan sås til med en beitetolerant blanding basert på egnet grasblanding og informasjon i tabell 1. Under etablering må beiting styres med gjerder og rotasjonsbeiting. Beitepussing og suppleringslått kan være nødvendig.

14.5 Vegkanter tilrettelagt for biologisk mangfold og pollinatorer

Områdene rundt krysset på Linnnes egner seg til å prøve ut ulike metoder for tilrettelegging for pollinatorer. En kan her også avgrensede områdene slik at de enkelt kan tilbakeføres ved behov. Her må en ta utgangspunkt i samspillet mellom jordmasser, vegetasjon og skjøtsel til å få de funksjonene en ønsker inn i anlegget. Krysset har to tilførselsarmer og en kan lage forskjellig jord i disse som en hovedstruktur, en leirebasert og en sandbasert. Denne basisjorda kan da justeres for å teste ut ulike nyanser og vegetasjonstyper. I områder med grøntanlegg kan en også legge inn ulik skjøtsel. Arealet ned mot sykkelvei kan etableres med ulik oppbygning som et ruteforsøk der ulik oppbygging av jordmassene og ulik vegetasjonsetablering sammenlignes side ved side. Momenter en kan undersøke her er 1) Oppbygning, hydrologi og næringsinnhold i jordmassene, 2) vegetasjon med ulik grad av artsmangfold og 3) metoder for vegetasjonsetablering: såing vs. høyoverføring og kombinasjoner av disse.

Som utgangspunkt for vegetasjonen kan en bruke en allsidig blomsterengblanding bestående av 85 % gras og 15 % urter. På disse områdene må matjorda/frøbanken av ugrasfrø være fjerna. 85 % grasfrø i blandinga fordeles slik: Rødsvingel 'Sauherad' 35 %, engkvein 'Vrådal' 5%, sauevingel 'Lillian' 20 %, fjellrapp 'Grenland': 15 %, smyle 'Fjære' 20%. Såmengden av frøblandinga reduseres til 5 kg/daa. Såmengden og sammensetningen kan da justeres og tilføres sammen med rent frø av ulike tofrøblada arter og overføring av høy. På tørkesterke jordmasser kan sauevingel erstattes med en større andel robuste tofrøblada arter.

LITTERATURREFERANSER

- Allen MF, Jasper DA, Zak JC. 2008. Micro-organisms. I: Perrow & Dawy (red), Handbook of Ecological Restoration: Volume 1, Principles of Restoration, Cambridge.
- Andersen TE. 2013. Effets of root zone composition and nitrogen and phosphorus rates on mycorrhizal colonization in different turfgrass species on sand-based golf greens in Scandinavia. Master thesis, NMBU 2013. 107s.
- Arnold SEJ, Idrovo MEP, Arias LJL, Belmain SR, Stevenson PC. 2014. herbivore defence compounds occur in pollen and reduce bumblebee colony fitness. *J. Chem. Ecol.* 40: 878–881.
- Auestad I, Norderhaug A, Hamre LN, Austad I. 2000. Vegkanten – variert og verdifull. Statens vegvesen & Høgskolen i Sogn og Fjordane. 81 s.
- Auestad I, Austad I, Rydgren K. 2015. Nature will have its way: local vegetation trumps restoration treatments in semi-natural grassland. *Applied Vegetation Science* 18: 190–196.
- Auestad I, Rydgren K, Austad I. 2011. Road Verges: Potential refuges for declining grassland species despite remnant vegetation dynamics. *Annales Botanici Fennici* 48:289–303.
- Auestad I, Rydgren K, Jongejans E, de Kroon H. 2010. *Pimpinella saxifraga* is maintained in road verges by mosaic management. *Biological Conservation* 143:899–907.
- Auestad I, Rydgren K, Økland RH. 2008. Scale-dependence of vegetation–environment relationships in semi-natural grasslands. *Journal of Vegetation Science* 19:139–148.
- Baer SG, Heneghan L, Eviner VT. 2012. Applying soil ecological knowledge to restore ecosystem services. I: *Soil Ecology and Ecosystem Services* (Wall m. fl. eds). Oxford. pp. 377–393
- Bischoff A. 2014. Local populations do not always perform better but should still be preferred in ecological restoration. In: Kiehl, K, A. Kirmer, N. Shaw, N. & S. Tischew (eds.). *Guidelines for native seed production and grassland restoration*. Cambridge Scholar Publishing., Newcastle upon Tyne. s. 37–56.
- Bloem J, Schouten AJ, Sørensen SJ, Rutgers M, Werf A, van der, Breure AM. 2005. Monitoring and evaluating soil quality, Ch. 3 I: Bloem m. fl. (eds) *Microbiological Methods for Assessing Soil Quality*. CABI, 2005.
- Bommarco, R., Lundin O, Smith HG, Rundlöf M. 2012. Drastic historic shifts in bumble-bee community composition in Sweden. *Proc. R. Soc. B-Biol. Sci.* 279: 309–315.
- Breed MF, Stead MG, Ottewell KM, Gargner MG, Lowe AG. 2013. Which provenance and where? Seed sourcing strategy for revegetation in a changing environment. *Conservation Genetics* 14:1–10.
- Brown RL, Fridley JD. 2003. Control of plant species diversity and community invasibility by species immigration: seed richness versus seed density. *OIKOS* 102: 15–24.
- Byun C, de Blois S, Brisson J. 2013. Plant functional group identity and diversity determine biotic resistance to invasion by an exotic grass. *Journal of Ecology* 101: 128–139.
- Byun C, de Blois S, Brisson J. 2015. Interactions between abiotic constraint, propagule pressure, and biotic resistance regulate plant invasion. *Oecologia* 178:285–296.
- Corbin JC, D'Antonio CM. 2010. Not novel, just better: competition between native and non-native plants in California grasslands that share species traits, *Plant Ecol* 209:71–81.
- Daehler CC. 2003. Performance comparisons of co-occurring native and alien invasive plants: Implications for Conservation and Restoration. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 34:183–211.
- Dai M, Bainard LD, Hamel C, Gan Y, Lynch D. 2013. Impact of land use on arbuscular mycorrhizal fungal communities in rural Canada. *Appl Environ Microbiol* 79:6719–6729.
- Dennis RLH, Hardy PB. 2007. Support for mending the matrix: resource seeking by butterflies in apparent non-resource zones. *J. Insect Conser.* 11: 157–168.

- Diacon-Bolli JC, Edwards PJ, Bugmann H, Scheidegger C, Wagner HH. 2013. Quantification of plant dispersal ability within and beyond a calcareous grassland. *Journal of Vegetation Science* 24: 1010–1019.
- Drenovsky RE, James JJ. 2010. Designing invasion-resistant plant communities: the role of plant functional traits. *Rangelands*, 32:32–37.
- Eek L, Zobel K. 1997. Structure and diversity of a species-rich grassland community, treated with additional illumination, fertilization and mowing. *Ecography* 24:157-164.
- Elven R. 2015. Bruk av fremmed frømateriale av svingel i naturområder. Notat til Artsdatabanken. 2s.
- Emery SM. 2007. Limiting similarity between invaders and dominant species in herbaceous plant communities?. *Journal of Ecology* 95: 1027–1035.
- Eriksson O, Ehrlén J. 2001. Landscape fragmentation and viability of plant populations. Pages 157- 175 in J. Silvertown, and J. Antonovics, editors. *Integrating ecology and evolution in a spatial context*. Blackwell, Oxford, United Kingdom.
- Fischer LK, von der Lippe M, Kowarik I. 2013. Urban grassland restoration: which plant traits make desired species successful colonizers? *Applied Vegetation Science* 16:272–285.
- Fløistad IS. 2010. Bekjempelse av kanadagullris. *Kunnskapsblad fra FAGUS Rådgivning Nr. 06 / 2010*.
- Fløistad IS, Brandsæter LO. 2010. Om massehåndtering og invaderende planter. *FAGUS Fakta* 7(8), 6 s.
- Frouz J, Jílková V, Cajthaml T, Pizl V, Tajovski K, Hanel L, Burasova A, Simacova H, Kolarikova K, Franklin JA, Nawrot J, Groninger J. 2013. Soil biota in post-mining sites along a climatic gradient in the USA:simple communities in shortgrass prairie recover faster than complex communities in tallgrass prairie and forest. *Soil Biology and Biochemistry* 67:212-225.
- Funk JL, Cleland EE, Suding KN, Zavaleta ES. 2008. Restoration through reassembly: plant traits and invasion resistance. *Trends in Ecology and Evolution* 23:695-703.
- García-Palacios P, Bowker MA, Chapman SJ, Maestre FT, Soliveres S, Gallardo A, Valladares F, Guerrero C, Escudero A. 2011. Early-successional vegetation changes after roadside prairie restoration modify processes related with soil functioning by changing microbial functional diversity. *Soil Biology & Biochemistry* 43:1245-1253.
- Gentili R, Gilardelli F, Ciappetta S, Ghiani A, Citterio S. 2015. Inducing competition: intensive grassland seeding to control *Ambrosia artemisiifolia*. *Weed Research* 55, 278–288.
- Geslin B, Gauzens B, Thébault E, Dajoz I. 2013. Plant Pollinator Networks along a Gradient of Urbanisation. *PLoS ONE* 8(5):e63421.
- Gibson DJ, Urban J, Baer SG. 2011. Mowing and fertilizer effects on seedling establishment in a successional old field. *Journal of Plant Ecology* 4:157–168.
- Grime JP. 1973. Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature*, 242, 344–347.
- Grime JP. 2006. Trait convergence and trait divergence in herbaceous plant communities: mechanisms and consequences. *Journal of Vegetation Science* 17: 255-260 .
- Grime JP. 2002. *Plant Strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem Properties*. 2nd edition. Wiley, Chichester, UK.
- Hadley AS, Betts MG. 2012. The effects of landscape fragmentation on pollination dynamics: absence of evidence, not evidence of absence. *Biological Reviews* 87:526–544.
- Hagen D, Skringo A (red.). 2010. *Håndbok i økologisk restaurering. Forebygging og rehabilitering av naturskader på vegetasjon og terreng*. 95 s. Forsvarsbygg.
- Halvorsen GM. 1997. Etablering av blomstereng. Hovedoppgave ved Institutt for plantefag, Norges landbrukshøgskole. 44s.
- Haraldsen TK, Pedersen PA. 2001. Fra flyplass til grønne parker – håndbok for massehåndtering på Fornebu. *Jordforsk rapport* 57/01. 16 s.

- Harder L. 1986. Influences on the Density and Dispersion of Bumble Bee Nests (hymenoptera, Apidae). *Holarct. Ecol.* 9: 99–103.
- Harris J. 2009. Soil microbial communities and restoration ecology: facilitators or followers? *Science* 325, 573e574.
- Harris JA, Birch P, Short KC. 1993. The impact of storage of soils during opencast mining on the microbial community: a strategist theory interpretation. *Restoration Ecology*, 1:88–100.
- Hautier Y, Niklaus PA, Hector, A. 2009. Competition for light causes plant biodiversity loss after eutrophication. *Science*, 324, 636–638.
- Heinze J, Werner T, Weber E, Rillig MC, Joshi J. 2015. Soil biota effects on local abundances of three grass species along a land-use gradient. *Oecologia* 179:249–259.
- Helldin J-O, Wissman J, Lennartsson T (2015) Abundance of red-listed species in infrastructure habitats – “responsibility species” as a priority-setting tool for transportation agencies’ conservation action. I: Seiler A, Helldin J-O (Eds) Proceedings of IENE 2014 International Conference on Ecology and Transportation, Malmö, Sweden. *Nature Conservation* 11:143–158. doi:10.3897/natureconservation.11.4433.
- Herzberger AJ, Duncan DS, Jackson RD (2014) Bouncing Back: Plant-associated soil microbes respond rapidly to prairie establishment. *PLoS ONE* 9(12):e115775. doi:10.1371/journal.pone.0115775
- Hill JK, Thomas CD, Lewis OT. 1996. Effects of habitat patch size and isolation on dispersal by *Hesperia comma* Butterflies: Implications for Metapopulation Structure. *J Anim Ecol* 65: 725–735.
- Hoeksema JD, Chaudhary VB, Gehring CA, Johnson NC, Karst J, Koide RT, Pringle A, Zabinski C, Bever JD, Moore JC, Wilson GWT, Klironomos JN, Umbanhowar J. 2010. A meta-analysis of context-dependency in plant response to inoculation with mycorrhizal fungi. *Ecology Letters* 13: 394–407.
- Hopwood JL. 2008. The contribution of roadside grassland restorations to native bee conservation. *Biological Conservation* 141:2632–2640.
- Horton TR, van der Heijden MGA. 2008. The role of symbioses in seedling establishment and survival. I: Seedling Ecology and Evolution. Ed. Mary Alessio Leck, V. Thomas Parker, and Robert L. Simpson. 1st ed. Cambridge: Cambridge University Press, 2008. pp. 189–214
- Hovd H, Skogen A. 2005. Plant species in arable field margins and road verges of central Norway. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 110: 257–265.
- Hovstad KA, Ohlson M. 2008. Physical and chemical effects of litter on seedling establishment in semi-natural grasslands. *Plant Ecology* 196: 251–260.
- Hudewenz A, Klein A-M, Scherber C, Stanke L, Tschardt T, Vogel A, Weigelt A, Weisser WW, Ebeling A. 2012. Herbivore and pollinator responses to grassland management intensity along experimental changes in plant species richness. *Biological Conservation* 150:42–52.
- Hulvey KB, Aigner PA 2014. Using filter-based community assembly models to improve restoration outcomes. *Journal of Applied Ecology* 51, 997–1005.
- Höpfner I, Beyschlag W, Bartelheimer M, Werner C, Unger S. 2015. Role of mycorrhization and nutrient availability in competitive interactions between the grassland species *Plantago lanceolata* and *Hieracium pilosella*. *Plant Ecol* 216:887–899.
- Jakobsson A, Ågren J. 2014. Distance to semi-natural grassland influences seed production of insect-pollinated herbs. *Oecologia* 175:199–208.
- Jantunen J, Saarinen K, Valtonen A, Saarnio S. 2007. Flowering and seed production success along roads with different mowing regimes. *Applied Vegetation Science* 10: 285–292.
- Johansen L, Wehn S, Hovstad KA. in press. Clonal growth buffers the effect of grazing management on the population growth rate of a perennial grassland herb. *Flora*, in press.
- Johst K, Drechsler M, Thomas J, Settele J. 2006. Influence of mowing on the persistence of two endangered large blue butterfly species. *J Appl Ecol* 43: 333–342.

- Jones TA, Monaco TA. 2009. A role for assisted evolution in designing native plant materials for deoeciated landscapes. *Frontier in Ecology and Environment* 7 (10):541-547.
- Jönsson AM, Ekroos J, Dänhardt J, Andersson GKS, Olsson O, Smith HG. 2015. Sown flower strips in southern Sweden increase abundances of wild bees and hoverflies in the wider landscape. *Biological Conservation* 184:51–58.
- Jørgensen MH, Elameen A, Klemsdal S, Fjellheim S. 2014. Use of molecular markers for defining site-specific seed material for restoration in Norway. In: Kiehl, K, A. Kirmer, N. Shaw, N. & S. Tischew (eds.). *Guidelines for native seed production and grassland restoration*. Cambridge Scholar Publishing., Newcastle upon Tyne. s. 57-75.
- Kardol P, Wardle DA. 2010. How understanding aboveground–belowground linkages can assist restoration ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 25:670-679
- Kempel A, Nater P, Fischer M, van Kleunen M. 2013. Plant-microbe-herbivore interactions in invasive and non-invasive alien plant species. *Funct Ecol* 27: 498–508.
- Kiehl K, Kirmer A, Jeschke D, Tischew S. 2014. Restoration of species-rich field margins and fringe communities by seeding of native seed mixtures. In: Kiehl, K, A. Kirmer, N. Shaw, N. & S. Tischew (eds.). *Guidelines for native seed production and grassland restoration*. Cambridge Scholar Publishing., Newcastle upon Tyne. s. 244-273.
- Kirmer A, Tischew S. 2014. Conversion of arable land to lowland hay meadows: What influences restoration success. In: Kiehl, K, A. Kirmer, N. Shaw, N. & S. Tischew (eds.). *Guidelines for native seed production and grassland restoration*. Cambridge Scholar Publishing., Newcastle upon Tyne. s. 118-140.
- Klein A-M, Dewenter IS, Tschardt T. 2003. Fruit set of highland coffee increases with the diversity of pollinating bees. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 270: 955–961.
- Klironomos J, Zobel M, Tibbett M, Stock WD, Rillig MC, Parrent JL, Moora M, Koch AM, Facelli JM, Facelli E, Dickie IA, Bever JD. 2011. Forces that structure plant communities: quantifying the importance of the mycorrhizal symbiosis. *New Phytologist* 189: 366–370.
- Kongsbakk E, Skrindo AB. 2009. E10 Lofotens fastlandsforbindelse Landskapstilpasning og naturlig revegetering fra stedlige toppmasser. *Statens vegvesen Rapport 12/2009*. 69s.
- Kulmatiski A, Heavilin J, Beard KH. 2012. Plant-soil feedbacks provide an alternative explanation for diversity-productivity relationships. *Proceedings of the Royal Society B.* 279(1740):3020-3026.
- Kvitek T, Klimova P, Šonka J. 1998. The effect of mulching on botanical composition and species representation in grassland, evapotranspiration and soil moisture content. *Rostlinna Vyroba* 44: 553-560.
- Larios L, Suding KN. 2015. Competition and soil resource environment alter plant–soil feedbacks for native and exotic grasses. *AoB PLANTS* : pluo77; doi:10.1093/aobpla/pluo77.
- Larson JE, Sheley RL, Hardegree SP, Doescher PS, James JJ. 2015. Seed and seedling traits affecting critical life stage transitions and recruitment outcomes in dryland grasses. *Journal of Applied Ecology*, 52: 199–209.
- Laser H. 2002. Long-term and short-term effects of undisturbed plant succession, mulching, and meadow utilisation on the botanical diversity in a moist Arrhenatherion elatioris. Ur: Durand, J.L. m.fl. (red.) *Multi-function grasslands: quality forages, animal products and landscapes*. Proceedings of the 19th General Meeting of the European Grassland Federation, La Rochelle, France, 27-30 May 2002. *Grassland Science in Europe* 7: 806-807.
- Laughlin DC. 2014. Applying trait-based models to achieve functional targets for theory-driven ecological restoration. *Ecology Letters* 17: 771–784.
- Lepais O, Darvill B, O'Connor S, Osborne JL, Sanderson RA, Cussans J, Goffe L, Goulson D. 2010. Estimation of bumblebee queen dispersal distances using sibship reconstruction method. *Mol Ecol* 19: 819–831.
- Lepš J, Doležal J, Bezemer TM, Brown VK, Hedlund K, Igual AM, Jørgensen HB, Lawson CS, Mortimer SR, Peix GA, Rodríguez Barrueco C, Santa RI, Smilauer P, van der Putten WH (2007) Long-term effectiveness of sowing high and low diversity seed mixtures to enhance plant community development on ex-arable fields in five European countries. *Applied Vegetation Science* 10: 97-110.
- Liao H, Luo W, Peng S, Callaway RM. 2015. Plant diversity, soil biota and resistance to exotic invasion. *Diversity and Distributions*, (Diversity Distrib.) (2015) 21, 826–835

- Lindig-Cisneros R, Zedler JB (2002) Relationships between canopy complexity and germination microsites for *Phalaris arundinacea* L. *Oecologia* 133:159–167.
- Maron J, Marler M. 2007. Native plant diversity resists invasion at both low and high resource levels. *Ecology* 88:2651–2661.
- Maron JL, Marler M, Klironomos JN, Cleveland CC. 2011. Soil fungal pathogens and the relationship between plant diversity and productivity. *Ecology Letters*, 14, 36–41
- Martin LM, Wilsey BJ. 2014. Native-species seed additions do not shift restored prairie plant communities from exotic to native states. *Basic and Applied Ecology* 15:297–304
- Meiman P, Redente E, Paschke M. 2009. Diffuse knapweed (*Centaurea diffusa* Lam.) seedling emergence and establishment in a Colorado grassland. *Plant Ecol* 201:631–638.
- Miller RM, Jastrow JD. 1992. The application of va mycorrhizae to ecosystem restoration and reclamation. In: *Mycorrhizal Functioning: An Integrative Plant-Fungus Process*, M. Allen, ed. Chapman & Hall, Inc. pp. 438-467.
- Mitchell MGE, Bennett EM, Gonzalez A. 2013. linking landscape connectivity and ecosystem service provision: current knowledge and research gaps. *Ecosystems* 16:894–908.
- Moroń D, Skórka P, Lenda M, Rozej-Pabijan E, Wantuch M, Kajzer-Bonk J, Celary W, Mielczarek LE, Tryjanowski P. 2014. railway embankments as new habitat for pollinators in an agricultural landscape. *PLoS ONE* 9(7):e101297.
- Naeem S, Knops JMH, Tilman D, Howe KM, Kennedy T, Gale S. 2000 Plant diversity increases resistance to invasion in the absence of covarying extrinsic factors. *OIKOS* 91: 97–108.
- Nessa R. 2005. Undersøkelser av vegetasjonen i plantefelt langs Rv. 23 Oslofjordforbindelsen. Tilstand og naturlig etablering. Mastergradsoppgave. Institutt for plante- og miljøvitenskap. Universitetet for miljø- og biovitenskap. 85s.
- Noordijk J, Sykora KV, Schaffers AP. 2008. The Conservation value of sandy highway verges for arthropods - implications for management. I: *Proceedings of the Netherlands Entomological Society Meeting, Ede, The Netherlands, 14 December 2007. - Proceedings of the Netherlands Entomological Society meeting 19 (2008).* - ISSN 1874-9542 - p. 75 - 93.
- Noordijk J, Delille K, Schaffers AP, Sýkora KV. 2009. Optimizing grassland management for flower-visiting insects in roadside verges. *Biol. Conserv.* 142: 2097–2103.
- Oakley CA, Knox JS. 2013. Plant species richness increases resistance to invasion by non-resident plant species during grassland restoration. *Applied Vegetation Science* 16:21–28.
- Osborne JL, Clark SJ, Morris RJ, Williams IH, Riley JR, Smith A., Reynolds DR, Edwards AS. 1999. A landscape-scale study of bumble bee foraging range and constancy, using harmonic radar. *Journal of Applied Ecology* 36: 519–533.
- Ottosson M, Lennartsson T, Svensson R. 2012. Nya vägar till artrikedom. *Centrum för biologisk mångfald skriftserie* 66.
- Parmesan C. 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 37: 637–669.
- Pedersen PA, Håbjørg MB. 1995. Etablering og vedlikehold av vegetasjonselementer ved veger. Rapport. Forskningsparken i Ås. 59 s.
- Pedersen PA, Fostad O, Moxnes K, Håbjørg MB. 1997. Grøntanlegg i veimiljø. Vegetasjonsetablering i undergrunnsjord. Vurdering av kritiske faktorer for etablering av vegetasjon i Korsegårdsanlegget. Rapport. Forskningsparken i Ås. 74 s.
- Price JN, Pärtel M. 2013. Can limiting similarity increase invasion resistance? A meta-analysis of experimental studies. *Oikos* 122:649–656.
- Prober, SM, JW Leff, ST Bates, ET Borer, J Firn, WS Harpole, EM Lind, EW Seabloom, PB Adler, JD Bakker, EE Cleland, NM DeCrappeo, E DeLorenze, N Hagenah, Y Hautier, KS Hofmockel, KP Kirkman, JMH Knops, KJ La Pierre, AS MacDougall, RL McCulley, CE Mitchell, AC Risch, M Schuetz, CJ Stevens, RJ Williams, and N Fierer. 2015. Plant diversity predicts beta but not alpha diversity of soil microbes. *Ecology Letters* 18:85–95.

- Rao S, Strange JP. 2012. Bumble Bee (Hymenoptera: Apidae) Foraging Distance and Colony Density Associated With a Late-Season Mass Flowering Crop. - *Environ. Entomol.* 41: 905–915.
- Ries L, Debinski DM, Wieland ML. 2001. Conservation value of roadside prairie restoration to butterfly communities. *Conserv. Biol.* 15: 401–411.
- Riffell JA, Shlizerman E, Sanders E, Abrell L, Medina B, Hinterwirth AJ, Kutz JN. 2014. Flower discrimination by pollinators in a dynamic chemical environment. *Science* 344: 1515–1518.
- Roscher C, Fergus AJF, Petermann JS, Buchmann N, Schmid B, Schulze E-D. 2013. What happens to the sown species if a biodiversity experiment is not weeded? *Basic and Applied Ecology* 14: 187–198.
- Rydgren K, Nordbakken J-F, Austad I, Auestad I, Heegaard E. 2010. Recreating semi-natural grasslands: A comparison of four methods. *Ecological Engineering* 36:1672–1679.
- Saarinen K, Valtonen A, Jantunen J, Saarnio S. 2005. Butterflies and diurnal moths along road verges: Does road type affect diversity and abundance? *Biol. Conserv.* 123: 403–412.
- Scheper J, Bommarco R, Holzschuh A, Potts SG, Riedinger V, Roberts SPM, Rundlöf M, Smith H G, Steffan-Dewenter I, Wickens JB, Wickens VJ, Kleijn D. 2015. Local and landscape-level floral resources explain effects of wildflower strips on wild bees across four European countries. *Journal of Applied Ecology* 52:1165–1175.
- Schittko C, Hawa M, Wurst S. 2014. Using a multi-trait approach to manipulate plant functional diversity in a biodiversity-ecosystem function experiment. *PLoS ONE* 9(6):e99065.
- Sheoran V, Sheoran AS, Poonia P. 2010. Soil reclamation of abandoned mine Land by revegetation:A Review. *International Journal of Soil, Sediment and Water* 3:Iss. 2, Article 13.
- Skórka P, Lenda M, Moron D, Kalarus K, Tryjanowski P. 2013. Factors affecting road mortality and the suitability of road verges for butterflies. *Biol. Conserv.* 159: 148–157.
- Skrindo AB. 2005. Natural revegetation from indigenous soil. Doctor Scientiarum Thesis 2005:1. Norwegian University of Life Science.
- Skrindo A, Pedersen PA. upublisert. Upubliserte resultater fra FoU – prosjekt om testing av ulike slåtterutiner for veikanter i Hedmark.
- Skrindo AS, Pedersen PA. 2003. Naturlig revegetering- vegetasjonsetablering langs rv23 Oslofjordforbindelsen. UTB-rapport. Vegdirektoratet. 41s.
- Skrindo A, Pedersen PA, 2004. Natural revegetation of indigenous roadside vegetation by propagules from topsoil. *Urban For. Urban Green.* 3:29-37.
- Spirito F, Yahdjian L, Tognetti PM, Chaneton EJ. 2014. Soil ecosystem function under native and exotic plant assemblages as alternative states of successional grasslands. *Acta Oecologica* 54 (2014) 4e12
- St. John TV. 1990 Mycorrhizal inoculation of container stock for restoration of self-sufficient vegetation. pp 103-111 in *Environmental restoration: Science and strategies for restoring the Earth.* ed JJ Berger, Island Press.
- Staab K, Yannelli FA, Lang M, Kollmann J. 2015. Bioengineering effectiveness of seed mixtures for road verges:Functional composition as a predictor of grassland diversity and invasion resistance. *Ecological Engineering* 84:104–112.
- Stevens CJ, Duprè C, Dorland E, m. fl. (2010) Nitrogen deposition threatens species richness of grasslands across Europe. *Environment and Pollution* 158: 2940–2945.
- Suding KN, Goldberg DE. 1999. Variation in the effects of vegetation and litter across productivity gradients. *Journal of Ecology* 87:436-449.
- Svensson BM. 2013. Från väggkant till ängsväggkant – är det möjligt? En litteraturgenomgång. Centrum för biologisk mångfald skriftserie 76.
- Tikka PM, Koski PS, Kivelä RA, Kuitunen MT. 2000. Can grassland plant communities be preserved on road and railway verges? *Appl. Veg. Sci.* 3: 25-32.

- Tikka PM, Höglander H, Koski PS. 2001. Road and railway verges serve as dispersal corridors for grassland plants. *Landscape Ecology* 16:659–666.
- Totland Ø, Hovstad KA, Ødegaard F, Åström J. 2013. State of knowledge regarding insect pollination in Norway – the importance of the complex interaction between plants and insects. Norwegian Biodiversity Information Centre, Norway
- Turnbull LA, Levine JM, Fergus A.JF, Petermann JS. 2010. Species diversity reduces invasion success in pathogen-regulated communities. *Oikos*, 119: 1040–1046.
- Valtonen A, Saarinen K. 2005. A highway intersection as an alternative habitat for a meadow butterfly: effect of mowing, habitat geometry and roads on the ringlet (*Aphantopus hyperantus*). *Ann. Zool. Fenn.* 42: 545–556.
- van der Heijden MGA, Bardgett RD, van Straalen NM. 2008. The unseen majority: soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, 11: 296–310.
- Van der Heijden MGA, Klironomos JN, Ursic M, Moutoglou P, Streitwolf-Engel R, Boller T, Wiemken A, Sanders IR. 1998. Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity. *Nature* 396:69-72.
- Van der Putten, WH, Bardgett RD, Bever JD, Bezemer TM, Casper BB, Fukami T, Kardol P, Klironomos JN, Kulmatiski A, Schweitzer JA, Suding KN, Van de Voorde TFJ, Wardle DA. 2013. Plant-soil feedback: the past, the present and future challenges. *Journal of Ecology* 101: 265–276.
- Vogelsang KM, Bever JD, Griswold M, Schultz PA. 2004. The use of mycorrhizal fungi in erosion control applications. Final Report for Caltrans Contract No. 65A0070.
- Walker EA, Conradi T, Meimberg H, Kollmann J. 2015. Seed selection for grassland restoration: competitive effect of a dominant grass is mediated by seed source and nutrient availability. *Restoration Ecology* 23:261–267.
- Wallis DeVries, M. F. m. fl. 2002. Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe: integrating the requirements of flora and fauna. - *Biol. Conserv.* 104: 265–273.
- Wardle DA, Bonner KI, Barker GM. 2002. Linkages between plant litter decomposition, litter quality, and vegetation responses to herbivores. *Functional Ecology* 16: 585–595.
- Waterhouse BR, Adaira KL, Boyera S, Wratten SD. 2014. Advanced mine restoration protocols facilitate early recovery of soil microbial biomass, activity and functional diversity. *Basic and Applied Ecology* 15:599–606.
- Wilkerson ML, Ward KL, Williams NM, Ullmann KS, Young TP. 2014. diminishing returns from higher density restoration seedings suggest trade-offs in pollinator seed mixes. *Restoration Ecology* 22: 782–789.
- Wilsey BJ, Barber K, Martin LM. 2015. Exotic grassland species have stronger priority effects than natives regardless of whether they are cultivated or wild genotypes. *New Phytologist* 205: 928–937.
- Winfrey R, Kremen C. 2009. Are ecosystem services stabilized by differences among species? A test using crop pollination. - *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 276: 229–237.
- Woodcock BA, Savage J, Bullock JM, Nowakowski M, Orr R, Tallowin JRB, Pywell RF. 2014. Enhancing floral resources for pollinators in productive agricultural grasslands. *Biological Conservation* 171:44–51.
- Ødegaard F, Gjershaug JO, Öberg S, Mjelde A. 2012. Status for humler (Hymenoptera, Apidae, *Bombus* spp.) i Norge i 2010. *Fauna* 62(4) 2009: 94-104.
- Ødegaard F, Gjershaug JO, Staverløkk A, Mjelde A. 2012. Faglig grunnlag for handlingsplan for kløverhumle *Bombus distinguendus*, slåttemhumle *Bombus subterraneus* og bakkehumble *Bombus humilis* NINA Rapport 816. 68 s.
- Ødegaard, F. m. fl. 2015. Humler i Norge. - Norsk institutt for naturforskning.
- Aamlid TS, Hetland O, Hommen G, Susort Å, Rønningen JH, Fremgård AM, Kise S. 1999a. Produksjon av blomsterfrø til grøntområder. 1. Prestekrage. Planteforsk Rapport nr 17/1999. 34 s.
- Aamlid TS, Hetland O, Hommen G, Susort Å, Rønningen JH, Fremgård AM, Kise S. 1999b. Produksjon av blomsterfrø til grøntområder. 2. Ryllik. Planteforsk Rapport nr 18/1999. 28 s.

- Aamlid TS, Hetland O, Hommen G, Susort Å, Rønningen JH, Fremgård AM, Kise S. 1999c. Produksjon av blomsterfrø til grøntområder. 3. Engknoppurt. Planteforsk Rapport nr 19/1999. 30 s.
- Aamlid TS, Hetland O, Hommen G, Susort Å, Rønningen JH, Fremgård AM, Kise S. 1999d. Produksjon av blomsterfrø til grøntområder. 4. Gul gåseblom. Planteforsk Rapport nr 20/1999. 18 s.
- Aamlid TS, Hetland O, Hommen G, Susort Å, Rønningen JH, Fremgård AM, Kise S. 1999e. Produksjon av blomsterfrø til grøntområder. 5. Gullris. Planteforsk Rapport nr 21/1999. 18 s.
- Aamlid TS, Hetland O, Hommen G, Susort Å, Rønningen JH, Fremgård AM, Kise S. 1999f. Produksjon av blomsterfrø til grøntområder. 6. Blåklokke. Planteforsk Rapport nr 22/1999. 12 s.

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 og et avdelingskontor i Oslo.