

Kraftgater som habitat: effekter av bredde, alder, skjøtsel og plassering på biologisk mangfold

Katrine Eldegard
Stein R. Moe
Vidar Selås

INA fagrapport 20

Department of Ecology and Natural Resource Management
Norwegian University of Life Sciences

2012



Forord

Denne rapporten er utarbeidet på oppdrag fra Statnett SF, og er tilnærmet identisk med årsrapporten for 2011 som ble oversendt til Statnett i mars 2012. Delprosjektet på fugler som omtales i rapporten ble finansiert av Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE). Rapporten oppsummerer resultater fra prosjektperioden 2009-2011. Prosjektets videreføres fra 2012, og går over i en ny fase der vi starter opp et storskala felteksperiment for å undersøke økologiske effekter av ulike skjøtselsregimer.

Eventuelle feil og mangler i rapporten er forfatterens ansvar.

Prosjektleder ved Universitetet for miljø og biovitenskap: Stein R. Moe
Kontaktperson i Statnett SF: Johan Olav Bjerke

Prosjektperiode: 1. januar 2009 – 31. januar 2012

Forsidebilde:

Feltassistenter gjør registreringer av plante- og insektsamfunn i kraftgate.

Foto: Lisbeth Nordtiller

Ås, 29. august 2012

Katrine Eldegard
Stein R. Moe
Vidar Selås

KRAFTGATER SOM HABITAT: EFFEKTER AV BREDDE, ALDER, SKJØTSEL OG PLASSERING PÅ BIOLOGISK MANGFOLD



KATRINE ELDEGARD, STEIN R. MOE, VIDAR SELÅS

INSTITUTT FOR NATURFORVALTNING, UNIVERSITETET FOR MILJØ- OG BIOVITENSKAP

Prosjektgruppe ved INA/UMB:

Katrine Eldegard, Stein R. Moe, Vidar Selås

Prosjektleder:

Stein R. Moe

Masterstudenter:

Erik Amundsen, Ane Tangvik, Silje Meslo Lien, Jogeir Mikalsen, Trygve Danbolt Øygaard

Feltassistenter:

Dag Slettebø, Are Endal Rognes, Adrian Rasmussen, Håkon Celius, Lisbeth Nordtiller, Torbjørn Kornstad, Morten Meland, Agnes Kammerhofer, Ronny Steen, Marte Lilleeng, Ronny Steen, John Gunnar Dokk

Laboratorieassistenter:

Markus Sydenham, Håkon Celius, Adrian Rasmussen, Marte Lilleeng, Rannveig Jacobsen, Agnes Kammerhofer, Hege Johansen, Marit Solum, Irene Hermansen, Daniel Flø

Artsbestemming:

Sindre Ligaard, Anders Endrestøl, Kjell Magne Olsen

Kraftgater har blitt etablert i mange naturlige økosystemer over hele verden. Til tross for at vi i Norge har et omfattende nettverk av kraftgater, er kunnskapen om kraftgater som habitat og om effekter av ulike skjøtselmetoder på biodiversitet svært mangelfull. Det finnes heller ikke mange internasjonale studier på dette feltet. I denne rapporten presenterer vi resultater fra til sammen tre års datainnsamling i felt på plante- og dyresamfunn i kraftgater og tilgrensende skog, med hovedfokus på følgende tre spørsmål: 1) Hvilken type og hvor store endringer i det biologiske mangfoldet medfører etablering av kraftgater i skog? 2) Er artsrikdom og biodiversitet i kraftgatene relatert til kraftgatenes alder, bredde og plassering i landskapet? 3) Er artsrikdom og biodiversitet i kraftgatene relatert til skjøtelspraksis?

Vi fant at det var betydelige forskjell mellom kraftgater og tilgrensende skog i artssammensetning av plante- og insektsamfunnet. Vi fant også store forskjeller i såkalt funksjonell diversitet innenfor plante- og insektsamfunnet, det vil si forskjeller i relativ andel av individer og arter innenfor grupper med ulike funksjoner i økosystemet. For planter var det for eksempel en langt større andel av gress og løvfellende busker i kraftgatene enn i skogen. Det var også en markert forskjell i relativ andel av de to vanligste planteartene; det var mye mer blåbær i skogen enn i kraftgatene, mens for røsslyng var det omvendt. For insekter fant vi flere planteetende og pollinerende insekter i kraftgatene enn i skogen. For gruppen biller var det dessuten relativt flere arter knyttet til død ved i kraftgatene, og våre resultater tyder på at dette henger sammen med at det finnes mer dødt trevirke i kraftgatene enn i tilgrensende skog.

Vi fant også klare forskjeller i artsrikdom og biodiversitet av planter og insekter mellom kraftgater og tilgrensende skog; både for planter og de undersøkte gruppene av insekter (primært biller) var artsrikdommen høyere i kraftgatene enn i skogen. For fugler tyder våre resultater så langt på at det er omvendt; det er høyere diversitet av fugler i skogen enn i kraftgaten, og høyere diversitet 300 m inne i skogen enn i skogkanten langs kraftgaten. Vi fant at biodiversitet av planter og fugler er relatert til bredden på kraftgaten. For planter avtar diversiteten men økende bredder opptil ca 40 m, for deretter å øke med økende bredder i intervallet 50-70 m. For fugler var det høyere diversitet i smale (<50 m) enn i brede (>50) gater. Vi fant ingen sammenheng mellom andel skog i det omkringliggende landskapet og artsrikdom eller diversitet av planter i kraftgatene. Artsrikdom og biodiversitet av planter økte med økende trehøyde og tretetthet i kraftgaten opp til gjennomsnitts høyde på 3.5-4 m, maks høyde 6-7 m, og tretetthet på 1.7-2 trær pr. m², for deretter å avta. Våre funn viser at etablering av kraftgater medfører betydelige endringer i artsrikdom og biodiversitet. Disse endringene påvirkes også av størrelse (bredde) på gatene og av skjøtelspraksis, særlig gjennom akkumulering av dødt trevirke etter rydding, og gjennom skjøtsel av tresjiktet.

INNHOOLD

Sammendrag	5
BAKGRUNN.....	9
METODIKK	11
Plantesamfunn, insekter i feltsjiktet og habitategenskaper	11
Lokalisering av målestasjoner	11
Utforming av målestasjoner - terminologi.....	12
Datainnsamling på plantesamfunn	14
Datainnsamling insekter i feltsjiktet	15
Datainnsamling habitategenskaper	16
Datainnsamling insektsamfunn – vindusfeller og fallfeller	17
Utplassering av fallfeller og vindusfeller	17
Tømming av feller	18
Etterarbeid på laboratoriet og artsbestemming	19
Datainnsamling fugler	19
Analyser av datamaterialet	21
RESULTATER	22
Planter	22
Artsrikdom og biodiversitet – ulike mål på biologisk mangfold	22
Variasjon i artsrikdom og biodiversitet mellom målestasjoner	24
Artsrikdom (antall arter) av planter i feltsjiktet	25
Artsrikdom (antall arter) av trær.....	26
Biodiversitet av planter i feltsjiktet.....	27
Endringer i artssammensetning av planter	28
Endringer innen ulike grupper av planter	29
Potensielle effekter av bredde, alder, plassering og skjøtsel.....	32
Bredde på kraftgaten	32
Alder på kraftgaten	33
Plassering	34
Skjøtsel	36
Insekter	40
Biller	41
Humler og andre pollinerende insekter	51
Fugler	52
SAMMENFATTENDE DISKUSJON	54
VEIEN VIDERE	57
Litteratur	58

Kraftgater har blitt etablert i mange naturlige økosystemer over hele verden. I skogkledde områder fører korridorene til fragmentering av landskapet. Det er også mulig at korridorene kan fremme spredning av fremmede og skadelige arter inn i skogøkosystemene. Internasjonale studier har imidlertid pekt på muligheten for at kraftgater også kan skape habitat for sjeldne og truede arter som har sitt primære habitat i areal typer som er i ferd med å forsvinne, for eksempel i kulturlandskapet. Til tross for at vi i Norge har et omfattende nettverk av kraftgater, er kunnskapen om kraftgater som habitat og om effekter av ulike skjøtselmetoder på biodiversitet svært mangelfull. Det finnes heller ikke mange internasjonale studier på dette feltet.

Prosjektet "Kraftgater som habitat: effekter av bredde, alder og plassering på biologisk mangfold" ble initiert i 2009 og videreutviklet i 2010 av Institutt for naturforvaltning (INA) ved Universitetet for miljø og biovitenskap (UMB), med finansiering fra Statnett SF. Formålet med prosjektet er å generere kunnskap om hvordan kraftgatene påvirker interaksjonen mellom arter og prosesser i økosystemet, og hvordan egenskaper ved kraftgatene, skjøtsel og plassering i landskapet påvirker det biologiske mangfoldet.

Kraftgater egner seg godt for studier av dynamikk og struktur i økologiske samfunn. De er klart definerte landskapselementer som har en kjent alder og utstrekning, og en variasjon i areal (bredde på kraftgaten). Kraftgater er lineære habitater og kan derfor være effektive som spredningskorridorer for planter og dyr.

Vegetasjonen i kraftgatene blir utsatt for gjentatte **forstyrrelser** gjennom **skjøtsel**. Forstyrrelser kan ha store innvirkninger både på økosystemprosesser og biologisk diversitet. Noen typer forstyrrelser vil forringe et økologisk samfunn ved å utradere alle eller de fleste organismene. Mer moderate og periodiske forstyrrelser kan imidlertid øke biodiversitet ved at det frigjøres ressurser, eller ved at det skapes grunnlag for sameksistens mellom arter som er tilpasset ulike miljøforhold. Forstyrrelse gjennom skjøtsel vil kunne påvirke næringscykluser, lystilgang og vertikal kompleksitet i vegetasjonen. Disse faktorene vil videre påvirke balansen mellom arter; det vil si om systemet er dominert av en eller noen få arter, eller om vi finner mange arter med omtrent samme tetthet. Sammensettingen av plantearter, og graden av dominans til enkeltarter, vil påvirke artsrikdom på alle nivåer i næringskjeden og dermed også den totale artsrikdommen, økosystemprosesser og systemets evne til å motstå ulike typer forstyrrelser.

Et økosystems struktur og funksjon påvirkes i stor grad av en eller et fåtall arter. Dette kan være mindre vanlige arter, såkalte **nøkkelarter**. Ofte er det imidlertid de mest dominerende artene, som for eksempel gran, som bestemmer artssammensetningen av andre planter og dyr, og dermed har en stor innvirkning på systemets funksjon. Slike arter er gjerne primærprodusenter, det vil si planter. Hvis artssammensetningen av planter forandres i et

område vil dette forplante seg oppover i systemet (**kaskadeeffekter**) og således få konsekvenser for hele økosystemet. Ulike typer skjøtselstiltak under kraftlinjer, tid siden kraftgatene ble etablert, samt plasseringen av traseen i landskapet, vil påvirke hvilke nøkkelarter som dominerer, deres tetthet, og dermed økosystemets funksjon.

Kraftgater representerer et lineært habitat, og skiller seg dermed fra for eksempel hogstflater og mange andre habitater ved å ha et høyere forholdstall mellom kant og åpent areal. Slike **kantsoner** kan representere spesielt viktige habitater for mange arter. Tidligere studier har vist at artsrikdommen er spesielt høy i kantsoner, sammenlignet med omkringliggende habitat, fordi arter fra de omkringliggende habitatene møtes i kantsonen, og fordi arter som ikke finnes i noen av de omkringliggende habitatene har sine levesteder i kantsonen.

Kraftgater er altså ideelle studieobjekter for generelle studier av dynamikk og struktur i økologiske samfunn. I denne rapporten har vi imidlertid valgt å presentere resultater som er av mer direkte anvendbar relevans for Statnett. Rapporten presenterer resultater basert på til sammen tre års datainnsamling i felt. Vi har valgt å legge hovedfokus på følgende tre spørsmål:

- **Hvilken type og hvor store endringer i det biologiske mangfoldet medfører etablering av kraftgater i skog ?**
- **Er artsrikdom og biodiversitet i kraftgatene relatert til kraftgatenes alder, bredde og plassering i landskapet?**
- **Er artsrikdom og biodiversitet i kraftgatene relatert til skjøtelsespraksis?**

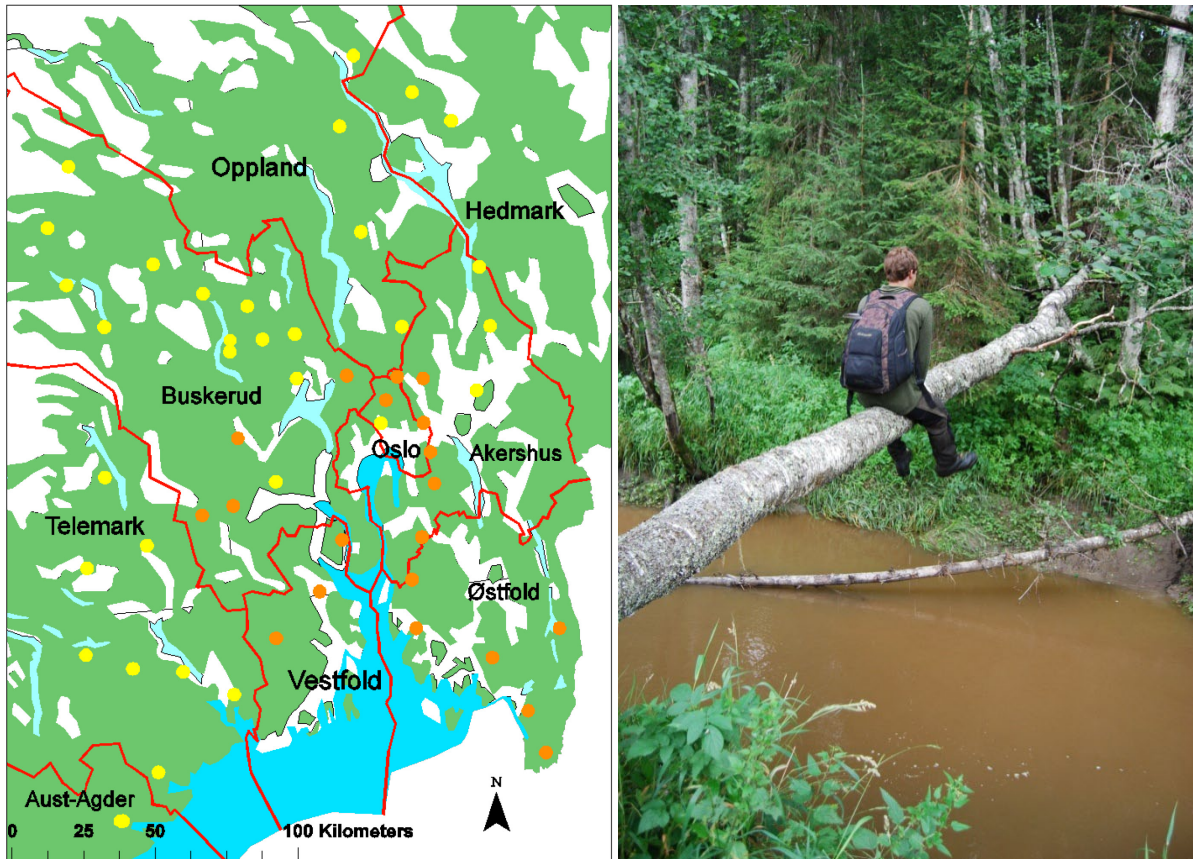
PLANTESAMFUNN, INSEKTER I FELTSJIKTET OG HABITATEGENSKAPER

Datainnsamling på plantesamfunn, insekter i feltsjiktet og habitategenskaper ble gjennomført på 30 målestasjoner i 2010, og 21 målestasjoner i 2009 (se Figur 1), slik at datasettet nå omfatter materiale fra totalt 51 målestasjoner.

LOKALISERING AV MÅLESTASJONER

Vi har trukket ut 51 målestasjoner i Statnett sitt kraftledningsnett i Sørøst-Norge. Vi satte 84 kryss jevnt fordelt utover et grovkornet oversiktskart over Statnetts ledningsnett i sørøst-Norge, og foretok deretter loddtrekning for å velge ut 51 målestasjoner blant de 84 kandidatene. Alle målestasjonene ligger i en kraftgate med vegetasjon (bar eller løvskog) på begge sider. Det er minst 200 meter vinkelrett fra kraftgaten til område uten skog. En målestasjon trenger ikke ligge 200 m innover i kraftgaten, den kan ligge inntil et jorde, vei, etc, så lenge kriteriet om 200 meter med skog i vinkelrett retning er oppfylt. Hvis en tilfeldig utvalgt målestasjon ikke oppfylte disse kriteriene, ble plassering av målestasjonen forskjøvet langs kraftgatens lengderetning til nærmeste sted der disse kriteriene var oppfylt (vi brukte satellitt/flyfoto i "Norge i bilder").

Feltassistentene fikk utdelt kartutsnitt i ulike målestokker for hvert enkelt av de 51 målestasjonene, med én (foreløpig) GPS posisjon (datum: WGS84, UTM32) i kraftgaten for hver målestasjon. Feltassistentene lokaliserte målestasjonen i terrenget så nøyaktig som mulig (\pm 200 meter). Hvert plot i hver målestasjon ble lokalisert i felt og merket med GPS koordinater (UTM 32, WGS84). GPS posisjon ble tatt i det sørvestlige hjørne av subplot 1 (Figur 2). Plot i skogen ble merket med et tydelig merke lavt nede (ca 40 cm) på et tre. Det sørvestlige hjørnet på hvert subplot i skogen ble lokalisert en meter rett nord for det merkede treet. Alle plot ble merket ved å stikke en merkepinne ned i det sørvestlige hjørnet av subplotene.



Figur 1. Geografisk fordeling av 51 målestasjoner. På alle stasjoner markert med gule og oransje punkter ble det samlet data på planter, insekter i feltsjiktet (med slaghåv) og abiotiske forhold i 2009 og 2010. På stasjoner markert med oransje punkter ble det i tillegg samlet data på insektsamfunn med fallfeller og vindusfeller i 2010 (10 stasjoner) eller 2011 (10 stasjoner, ikke de samme stasjonene som i 2010). Målestasjonene ble trukket ut tilfeldig, uten hensyn til tilgjengelighet for feltassistentene. Foto: Lisbeth Nordtiller.

UTFORMING AV MÅLESTASJONER - TERMINOLOGI

Målestasjon (site): Område som inneholder 20 stk 4 m x 5 m ruter i skog og i kraftgate (se Figur 2).

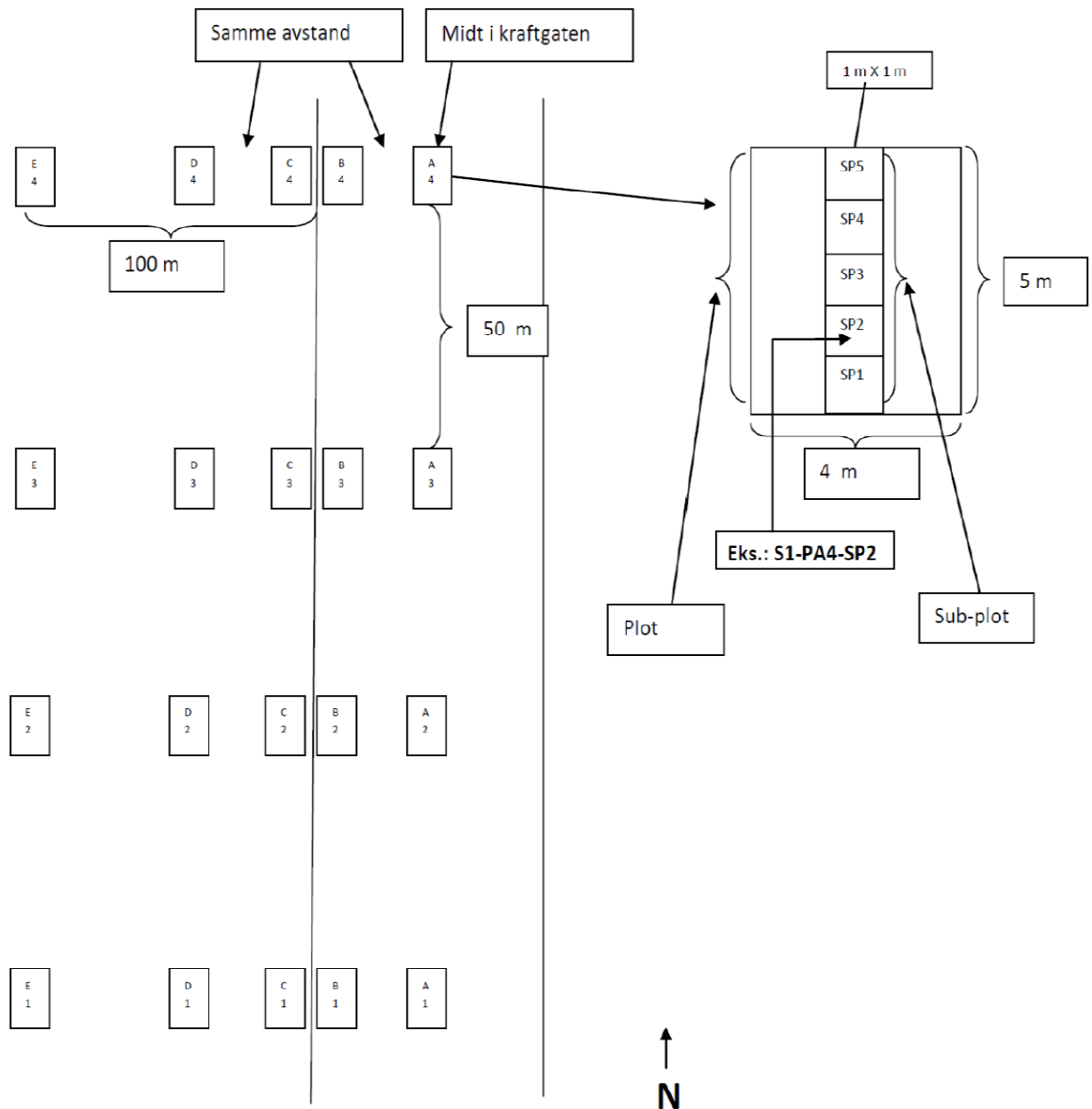
Plot (prøveflate): En 4 m x 5 m rute. Brukes for måling av virvelløse dyr, trær, maurtuer, dødt trevirke, ekskrementer. Se under for detaljer.

Subplot: En 1 m x 5 m rute innenfor hvert plot. Brukes for måling av tresjikt (trær), feltsjikt (busker, lyng) og bunnsjikt (urter, mose, lav). Se under for detaljer.

Hver målestasjon har 5 plot-typer. A) i sentrum av kraftgaten, B) i kanten av kraftgaten, C) i kanten av skogen, D) tilsvarende avstand inn i skogen som avstand mellom plot i kraftgaten, E) 100 m inn i skogen fra kraftgatens grense.

Hver målestasjon har 4 plot av hver plot-type. Plot av samme plot-type ble plassert med 50 m avstand. Alle plot ble plassert lenger enn 50 m fra stolpe, og alle plot ble lagt mellom to stolper.

I annenhver site som ble undersøkt, ble plot inne i skogen plassert mot hhv øst og mot vest. Hvis det ikke var mulig å plassere plot 100 m inn i skogen i den forvalgte retningen (f. eks. pga jorde, vei, stup, etc), ble plotene lagt i motsatt retning.



Figur 2. Figur av målestasjon (hele figuren), plot og subplot. Plotmerkingen starter fra den sørlige eller vestlige retningen på sitet. A1 ligger alltid i sør eller eventuelt vest hvis kraftgata går direkte rett øst vest. Primært går målestasjonen nord-sør. A er alltid den rekka i midten av kraftgaten mens B, C, D og E går utover i skogen.

DATAINNSAMLING PÅ PLANTESAMFUNN

Subplot: Urter, gress, lyng og trær ble målt i 1 m x 5 m ruter (subplot), inndelt i 5 stk 1 m x 1 m ruter (se Figur 2) ved å estimere prosentvis dekke for hver art (alle grupper inkludert) i hver av 1 m x 1 m rutene. I tillegg estimerte vi prosentvis dekke av mose (ikke til art), lav (ikke til art), dødt trevirke, stein (åpent berg), jord og sand i hver 1 m x 1 m rute.

Plot: Antall trær av hver art ble talt opp i hvert plot (4 m x 5 m). I tillegg estimerte vi høyde på hvert tre (øyemål), kronediameter på hvert tre (øyemål), beiteskade (skala fra 1 til 4: 1 = ingen/ubetydelig beitegrad, 2 = middels sterkt beitet, ca 1/3 av kvistmassen tatt, 3 = sterk beiting, plantene er kuet, 2/3 av kvistmassen tatt, 4 = meget sterk beiting, betydelig andel av plantene er døde eller døende), stammer av døde liggende trær (diameter > 3 cm på tykkeste sted innenfor plotet), antall døde stående trær (dødsårsak hvis mulig, f.eks beiting, alder), høyde på trær i kanten mellom kraftgateplot og første skogplot, og hvilke arter som dannet kanten.



DATAINNSAMLING INSEKTER I FELTSJIKTET

I hvert plot (4 m x 5 m) ble det tatt slaghåvprøver slik at all vegetasjon ble dekket (sveipet over vegetasjonen i hele plotet). Alle fangede insekter og edderkoppdyr ble overført til et oppbevaringsglass med sprit (70-80%). I glasset plasserte vi også en lapp med målestasjonsnummer og plotnummer, dato og årstall, samt signatur til innsamleren. Det innsamlete materialet ble fraktet tilbake til laboratoriet for grovsortering. Fra feltlesongene 2009 og 2010 hadde vi 1050 glass med virvelløse dyr. Dette materialet har blitt grovsortert inn i åtte grupper: seks grupper av insekter (bladlus, teiger, biller, årevinger, tovinger, sommerfugler), edderkoppdyr, og "andre". Da grovsorteringen var gjennomført, ble materialet sendt videre til eksperter innenfor de ulike gruppene for artsbestemming.



DATAINNSAMLING HABITATEGENSKAPER

Feltassistentene har tatt oversiktsbilde (foto) av målestasjonen, både i kraftgaten og i skogen, målt bredden på kraftgaten der plotene er plassert (avstand fra plot midt i kraftgate til kanten av kraftgaten), registrert andre forstyrrelser enn kraftgaten: traktorspor, etc. I hvert plot ble det også registrert antall stående og liggende døde trær, maurtuer, antall ekskrementer (pelletgrupper; elg rådyr, hjort), høyde over havet (GPS), helningsvinkel (%), ved hjelp av Suunto måler, helningsvinkel ble målt i hvert plot både vinkelrett på midtpunktet til 4 m kantlinjen, og vinkelrett på midtpunktet til 5 m kantlinjen), eksposisjon (himmelretning, med kompass), og grunnflatesum (ved hjelp av relaskopmåling fra sentrum av hvert plot).



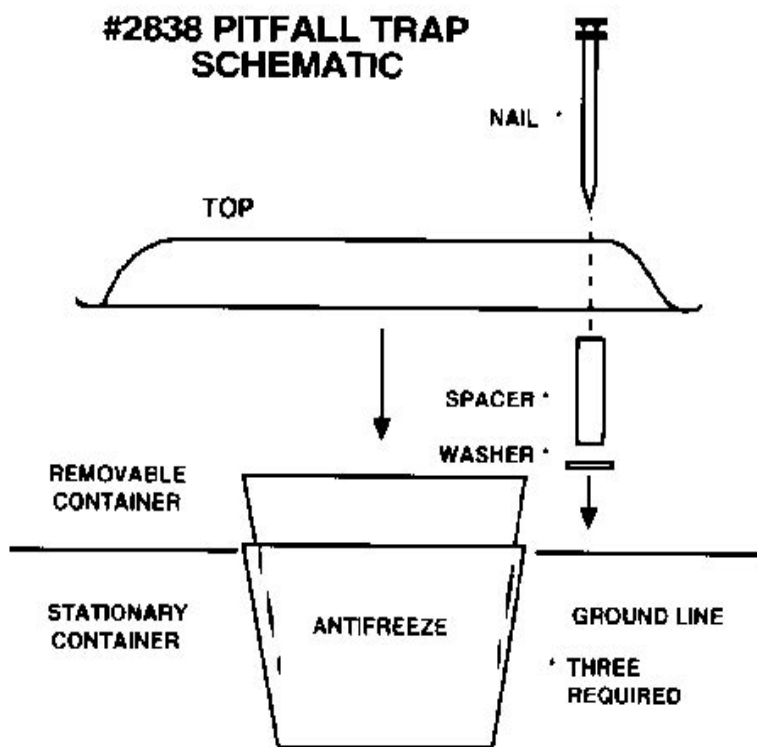
I 2010 plasserte vi ut to typer insektfeller (fallfeller og vindusfeller) på 10 målestasjoner, og i 2011 plasserte vi ut samme type insektfeller på 10 nye stasjoner (Figur 1). De 20 målestasjonene ble valgt ut etter følgende kriterier:

- 1) Undersøkt for både plantesamfunn og insekter i 2009 eller 2010
- 2) Samtykke fra grunneier (vi innhentet tillatelse fra alle grunneiere)
- 3) Tilgjengelighet i april (vårløsning, stengte veier, mm)
- 4) Statnett hadde ikke planer om rydding av kraftgatene i 2010 eller 2011

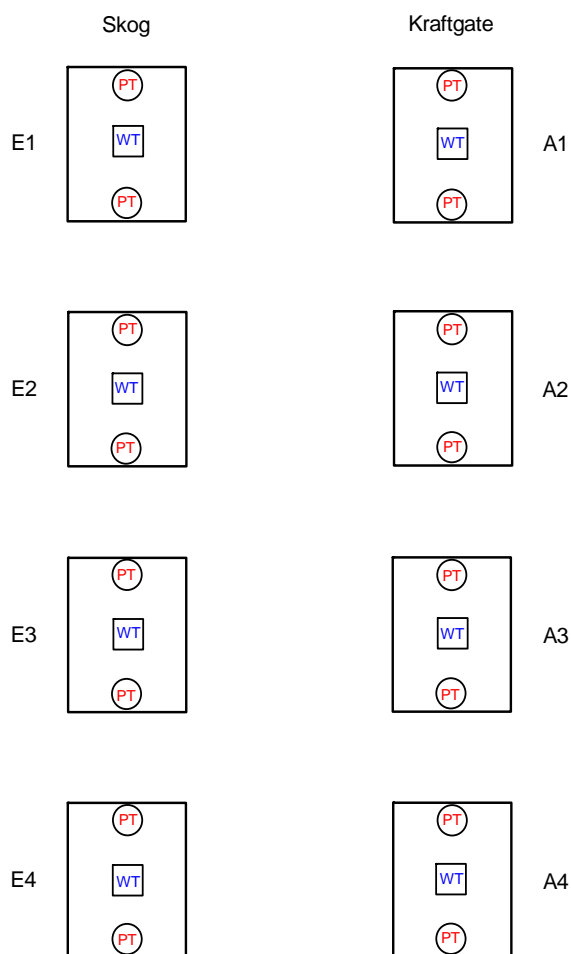
Feltarbeidet og etterarbeidet på laboratoriet ble utført av innleide feltassistenter i 2010 og av masterstudenter ved Institutt for naturforvaltning i 2011. Disse masterstudentene tar masteroppgaver på problemstillinger knyttet til effekter av habitategenskaper på billesamfunnet.

UTPLASSERING AV FALLFELLER OG VINDUSFELLER

Vi brukte to ulike typer feller på hver målestasjon; fallfeller og vindusfeller (Figur 3 og 4). Fellene ble utplassert i begynnelsen av mai.



Figur 3. Skjematiske skisse av fallfelle (figur fra BioQuip; produsenten som vi har kjøpt fellene av). Hver felle består av to like beger som er plassert oppi hverandre. Fellene ble gravd ned i flukt med bakken. Det ytterste begeret stod permanent nedgravd i jorden gjennom hele feltsesongen. Det innerste begeret ble fylt halvveis opp (2.5 dl) med en 1:1 blanding av propylenglykol (ikke-giftig konserveringsvæske) og vann (et blandingsforhold som gir stabilt væskevolum i en hel måned), pluss noen dråper Zalo som overflatevirkemiddel. Etter at fellene var plassert nede i jorden, ble det montert tak over for å hindre oversvømmelse (regnvann) og at større dyr (mus, frosk etc) druknet i fellene.



Figur 4. Plassering av vindusfeller og fallfeller på hver målestasjon (se Figur 2 for skisse av hele målestasjonen). Habitat E er 100 m inn i skogen, og habitat A er midt i kraftgaten (se Figur 2). WT = vindusfelle. PT = fallfelle. En vindusfelle ble plassert midt i hvert 4 m X 5 m plott (subplot 3 i Figur 2). I hvert plott plasserte vi også en fallfelle i subplot 1 og en i subplot 5 (se Figur 2). Fallfelle (nederst i bildet til høyre, under hvitt plasttak) og vindusfelle (øverst i bildet til høyre) utplassert i kraftgate. Skjematisk skisse av en fallfelle er vist i Figur 3. Vindusfellene består av et stativ av brøyttestikker, et kryss av plexiglassplater, en trakt og oppsamlingsflaske med konserveringsvæske. Biller og andre flygende insekter som kolliderer med plexiglassplatene, faller ned i trakten og ned i en oppsamlingsflaske med konserveringsvæske (propylenglykol). Små dreneringshull høyt oppe på flasken slipper overflødig væske (regnvann) ut, men dreneringshullene er så små at insekter ikke forsvinner ut. Foto: Katrine Eldegard

TØMMING AV FELLER

Vindusfellene og fallfellene ble tømt en gang i måneden t.o.m. september, og innholdet ble fraktet med tilbake til laboratoriet. Etter at innholdet i fellene var overført til oppbevaringsglass, ble fellene rengjort og fylt med ny konserveringsvæske. Vi hadde innhentet tillatelse fra grunneierne til å ha fellene stående ute i skogen på alle de aktuelle

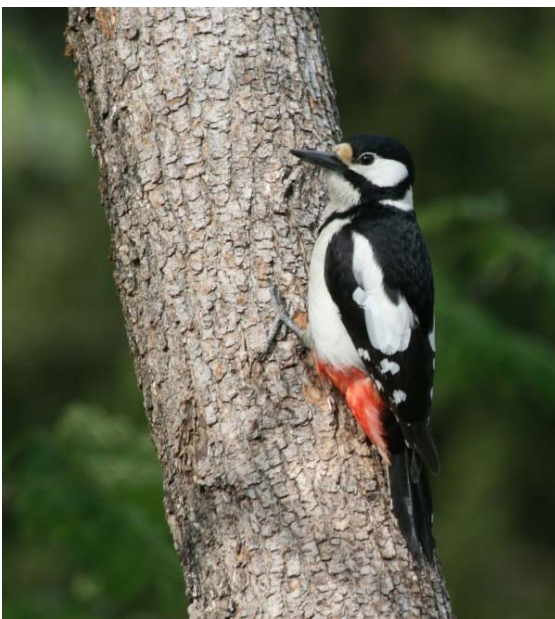
skogeiendommene. I tillegg sørget vi også for å merke alle fellene med "Universitetet for miljø- og biovitenskap" og telefonnummer til kontaktperson.

ETTERARBEID PÅ LABORATORIET OG ARTSBESTEMMING

Da vi kom tilbake på laboratoriet, ble hele innholdet i oppbevaringsglassene silt gjennom en finmasket planktonduk og overført til ferdig merkede oppbevaringsglass med 80% etanol. Deretter ble insektmaterialet først oversendt til Sindre Ligaard, en av Norges absolutt fremste eksperter på artsbestemming av biller, som artsbestemte alle billene som ble samlet inn. Alle billeartene som ble fanget ble i tillegg kategorisert etter deres viktigste økologiske funksjon, og plassert i en av følgende kategorier: HB – herbivor (plantespiser), FU – fungivor (soppspiser), PR – predator, DW – dead wood (død ved), LW – live wood (levede ved), DE – detritivor (alteter/lever av diverse (dødt) organisk materiale). Denne kategoriseringen ble også utført av Sindre Ligaard. Etter at arbeidet med å artsbestemme billene var sluttført, ble materialet i prøveglassene grovsortert for å plukke ut årevinger og teger. Innen årevinger, sorterte vi ut humler, honningbier, villbier, veps, og "andre årevinger"). Humlene ble sendt til BioFokus (Kjell Magne Olsen) og tegene ble sendt til Anders Endrestøl (Norsk Institutt for Naturforskning) for artsbestemming. Villbiene skal artsbestemmes ved INA høsten 2012.

DATAINNSAMLING FUGLER

Datainnsamling på fuglesamfunn har foregått på en større romlig skala enn datainnsamling på planter og insekter. I 2010 ble det foretatt såkalte punkttakseringer (registrering av art og antall fugler) hver 200 m på en 4 km strekning langs kanten mellom skog og kraftgate. Vi fant langt flere arter og individer i skogkanten enn i kraftgatene. Forekomst av fugler i selve

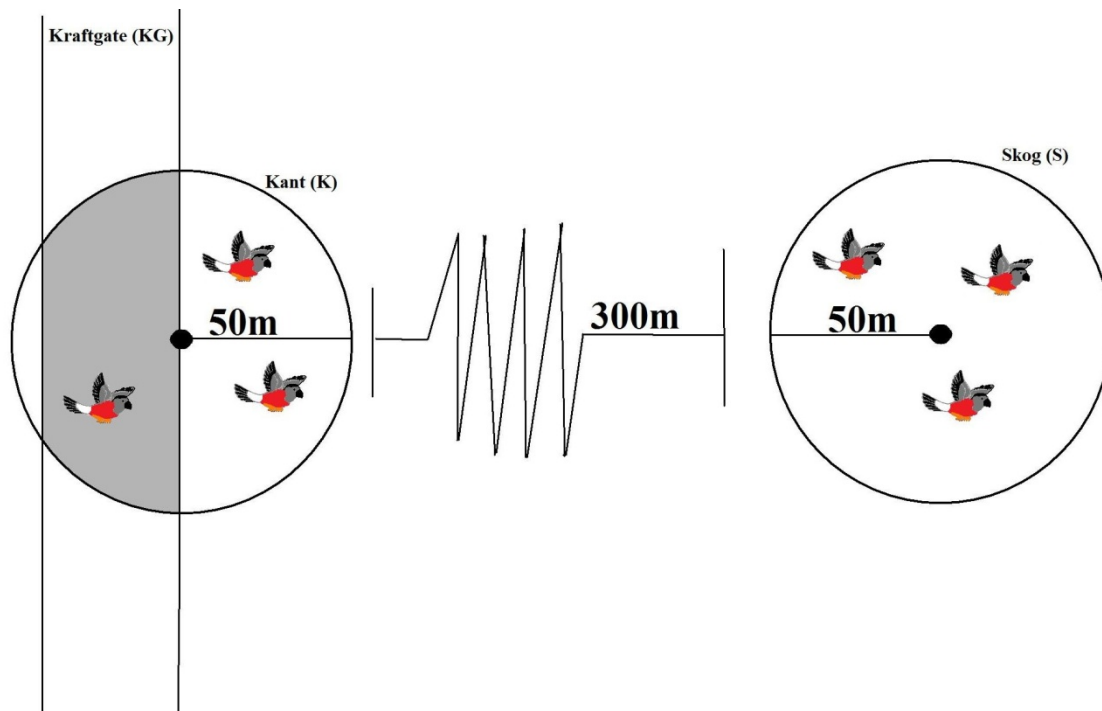


kraftgaten er i stor grad relatert til forekomst av et busk- og tresjikt. Vi ønsket imidlertid å gå et steg videre og undersøke om det er forskjell i artsrikdom, diversitet og arts-sammensetning mellom kantskog og habitater som ligger lenger inne i skogen. Som en tilleggsbevilgning til midlene fra Statnett, fikk vi i 2011 midler fra Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) til å gjennomføre et studium der vi sammenlikner fugletakseringer langs kraftgatekanten med en parallell takseringsrute 300 m inne i skogen.

Flaggspett. Foto: Trygve Danbolt Øygard

Fugletakseringene i 2011 ble gjennomført av en maserstudent og en feltassistent. Feltarbeidet ble gjennomført av disse to observatørene som parallelt registrerte fugler i kanten av kraftgater, og inne i tilgrensende skog. I 2011 ble det gjennomført fugletaksering på til sammen 16 av de 51 målestasjonene i Figur 1. Målet var 26 stasjoner, men mange feltdager måtte avbrytes på grunn av uvanlig mye regn og vind i 2011. Lokalitetene er plukket ut uavhengig av tidligere takseringer og innsamlinger av data. Alle lokalitetene ligger i sin helhet i boreal barskog, og under 600 meter over havet. Det er derfor tatt hensyn til at dataene som samles inn kommer fra så like lokaliteter som mulig. På hver lokalitet ble det lagt ut 40 punkter på forhand ved hjelp av GPS. Av disse punktene lå 20 i kanten av en kraftgate med 200 meters avstand, og 20 i en parallell linje 300 meter inne i sideliggende skog, også disse med 200 meters mellomrom mellom punktene.

Punktene plassert langs kraftgaten(Kraftgatepunkt) ble lagt ut på samme side som de parallelle punktene inne i skogen (Skogpunkt) (Figur 5). Skogpunktene ble lagt på den siden av kraftgaten hvor det var mest kontinuerlig skog (vurdert ut i fra satellittfoto).



Figur 5. I hvert takseringspunkt registrerte vi alle fugler innen en radius på 50 meter. Det ble også registrert om fuglene oppholdt seg i skog(S) kant (K) eller i kraftgaten (KG).

Det ble foretatt enkle habitatregistreringer i hvert takseringspunkt, inkludert klassifisering av hogstklasse i hhv skog og kraftgate, og registrering av habitatkategori etter samme habitatkategorier som på "Program for terrestrisk naturovervåking" – TOV (<http://tov-e.nina.no>). I tillegg foretok observatørene enkle registreringer av tettheten på busksjiktet.

ANALYSER AV DATAMATERIALET

For å analysere effektene av økologiske forstyrrelser (her representert ved kraftgater) på biologisk mangfold, har vi fulgt anbefalinger i Dornelas m.fl. (2011). Der vi har utført såkalte univariate analyser (dvs én responsvariabel, slik som artsrikdom, biodiversitetsindeks, antall individer), har vi modellert dette med såkalte generaliserte lineære blandete modeller, og fulgt retningslinjer anbefalt av Bolker m.fl. (2008). Responsvariablene har blitt relatert til ulike forklaringsvariable, mens potensielle effekter av variasjon mellom målestasjoner har blitt kontrollert for ved å modellere målestasjon som såkalt tilfeldig effekt. Der vi har utført såkalte multivariate analyser (ordinasjon) av artssammensetning, der hver art representerer én responsvariabel, har vi fulgt metoder beskrevet i Borcard m. fl. (2011). For å øke lesbarheten, har vi utelatt mye av de statistiske detaljene i rapporten. Vi har brukt statistikkprogrammene SAS SAS/STAT® 9.2 (SAS Institute, Inc., Cary, NC, USA) og R (R Development Core Team (2011)).

For å kvantifisere andel av skogdekt areal innenfor buffersoner med ulik radius fra sentrum av hver målestasjon, brukte vi digitale kart (Ar5; Bjørndal & Bjørkelo 2006) og konstruerte buffersoner av ulike radius (150, 300, 500, 1000, 2000 m) med ArcToolbox verktøyet 'multiple ring buffer' i ArcGIS (Ormsby m.fl. 2001). Innenfor disse buffersonene, summerte vi deretter opp alle polygoner med arealtype 'Skog' i Ar5.

RESULTATER

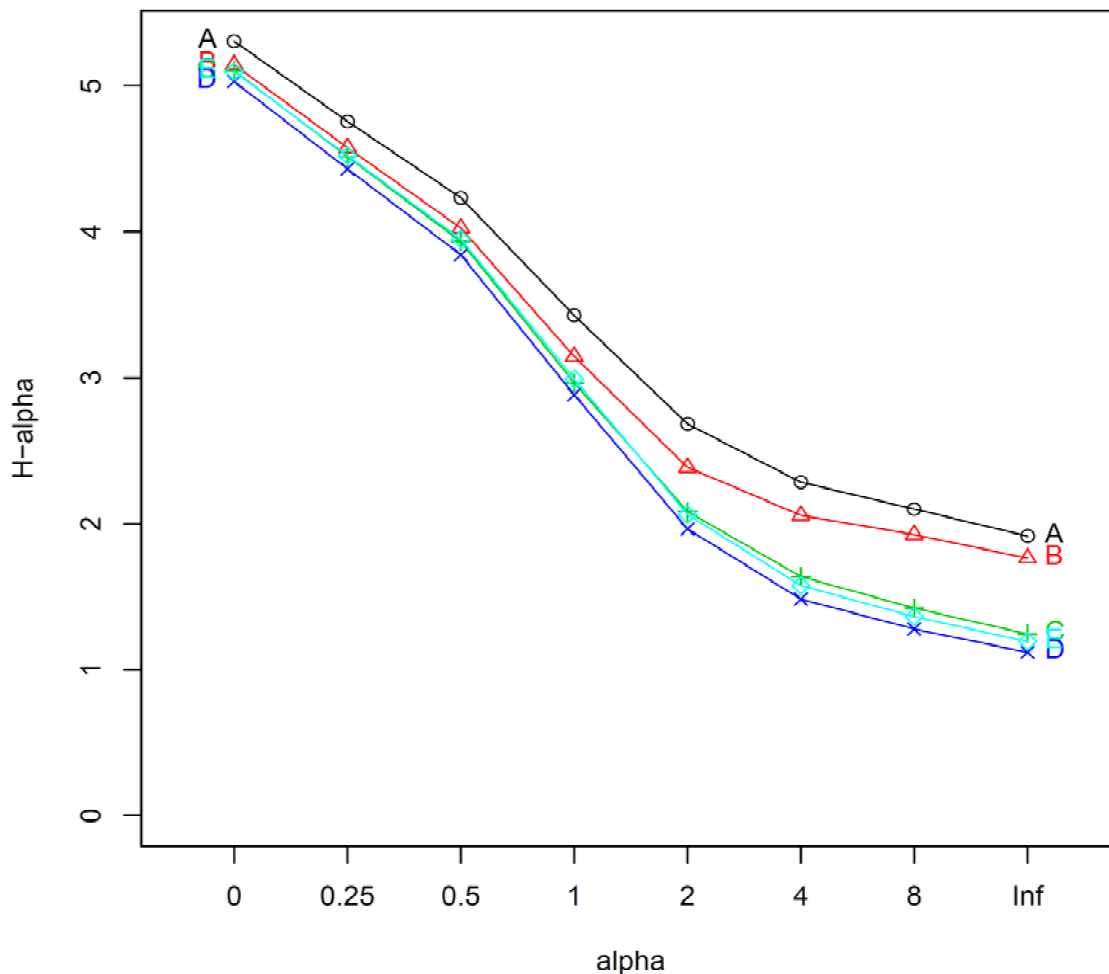
PLANTER

For de 51 målestasjonene har vi registrert til sammen 237 plantearter. Det generelle mønsteret for alle de undersøkte habitattypene (A: midt i gate, B: i kanten av gate, C: i skogkanten, D: en halv gatebredde inn i skogen, E: 100 m inn i skogen), er at de fleste arter er sjeldne, mens noen få arter dominerer.



ARTSRIKDOM OG BIODIVERSITET – ULIKE MÅL PÅ BIOLOGISK MANGFOLD

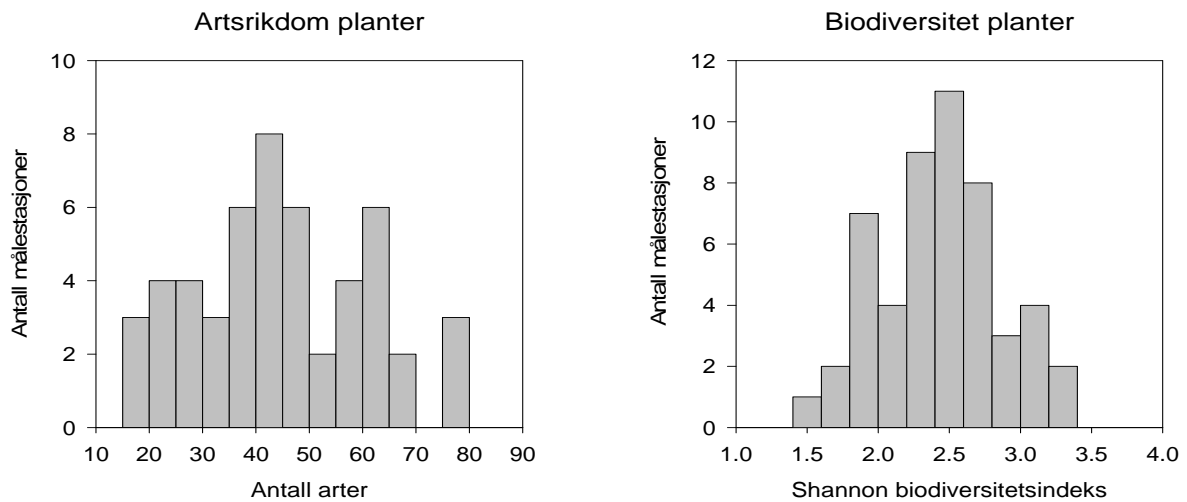
Biologisk mangfold kan måles på mange ulike måter. Det lengst brukte målet på biologisk mangfold er artsriksdom, det vil si antall arter. I tillegg til artsriksdom, har det blitt lansert en lang rekke indekser for å kvantifisere biologisk mangfold, såkalte biodiversitetsindekser. Bak hver enkelt av disse biodiversitetsindeksene, ligger en matematisk formel som inkluderer både antall arter og abundansen til hver enkelt art. Den relative vektingen av antall arter og abundans varierer fra indeks til indeks. For å sammenlikne biodiversitet i ulike habitattyper (A: midt i gate, B: i kanten av gate, C: i skogkanten, D: en halv gatebredde inn i skogen, E: 100 m inn i skogen), og for å se om valg av biodiversitetsindeks påvirket resultatene våre, beregnet vi såkalte Rényi biodiversitetsprofiler (Kindt & Coe 2005). Disse profilene indikerte at artsriksdom og diversitet av planter var høyere i kraftgaten enn i skogen, og at valg av biodiversitetsindeks ikke påvirket resultatene våre (Figur 6). Vi har valgt å presentere Shannon biodiversitetsindeks i videre analyser av materialet, både for planter, insekter og fugler. Dette er en av de vanligst brukte indeksene (se for eksempel Magurran & McGill 2011). Vi fikk imidlertid kvalitativt sett samme resultater da vi gjorde de samme analysene med andre biodiversitetsindekser.



Figur 6. Artsrikdom og biodiversitet av planter for fem ulike habitater i **kraftgater (A: midt i, B: i kanten)** og i **skog (C: skogkant, D: halv gatebredde inn, E: 100 m inn)**, basert på aggregerte data fra 51 målestasjoner. Figuren viser Rényi diversitetsprofiler for hvert habitat. Utgangsposisjonen på venstre side av profilene indikerer artsrikdom; profiler som starter høyere oppe har høyere artsrikdom. Profiler som ligger høyere enn andre profiler for alle verdier av alpha, har høyere biodiversitet. Hver verdi i et Rényi diversitetsprofil er beregnet ut i fra en parameter alpha, og prosentandel av hver enkelt art. Hvis man tar antilogaritmen ($e^{H\text{-verdi}}$) for alpha = 0, får man artsrikdom (A: 202 arter, B: 172, C: 165, D: 153, E: 164), mens antilogaritmen for alpha = Inf gir prosentandel av den mest abundante arten i hvert habitat. Andre H-alpha verdier mellom 0 og Inf er ulike biodiversitetsindekser (Shannon, Simpson, med flere). Jo brattere en kurve, jo større er forskjell i dekningsgrad (%) mellom ulike plantearter. Mer horisontale profiler indikerer jevnere tetthetsfordeling mellom artene (høyere 'evenness'). På hver målestasjon ligger prøveflatene i gradienter vinkelrett på kraftgaten: i midten av kraftgaten (A), i kraftgaten langs skogkanten (B), i skogen i kanten mot kraftgaten (C), like langt inn i skogen som halve kraftgatebredden (D) og 100 m inne i skogen (E). Det er fire prøveflater (4m x 5m) i hvert av habitatene A, B, C, D og E i kraftgatens lengderetning, altså 20 prøveflater på hver målestasjon. Verdiene i diagrammet er basert på feltregistreringer av gjennomsnittlig dekningsgrad av alle karplantearter i 5 stk 1m x 1m subplot plassert langs midtlinja i hver prøveflate.

VARIASJON I ARTSRIKDOM OG BIODIVERSITET MELLOM MÅLESTASJONER

Det var betydelig variasjon i artsrikdom og biodiversitet mellom ulike målestasjoner (Figur 7). Denne variasjonen mellom målestasjoner ble tatt hensyn til (kontrollert for) i de videre statistiske analysene av effekter på artsrikdom og biodiversitet.

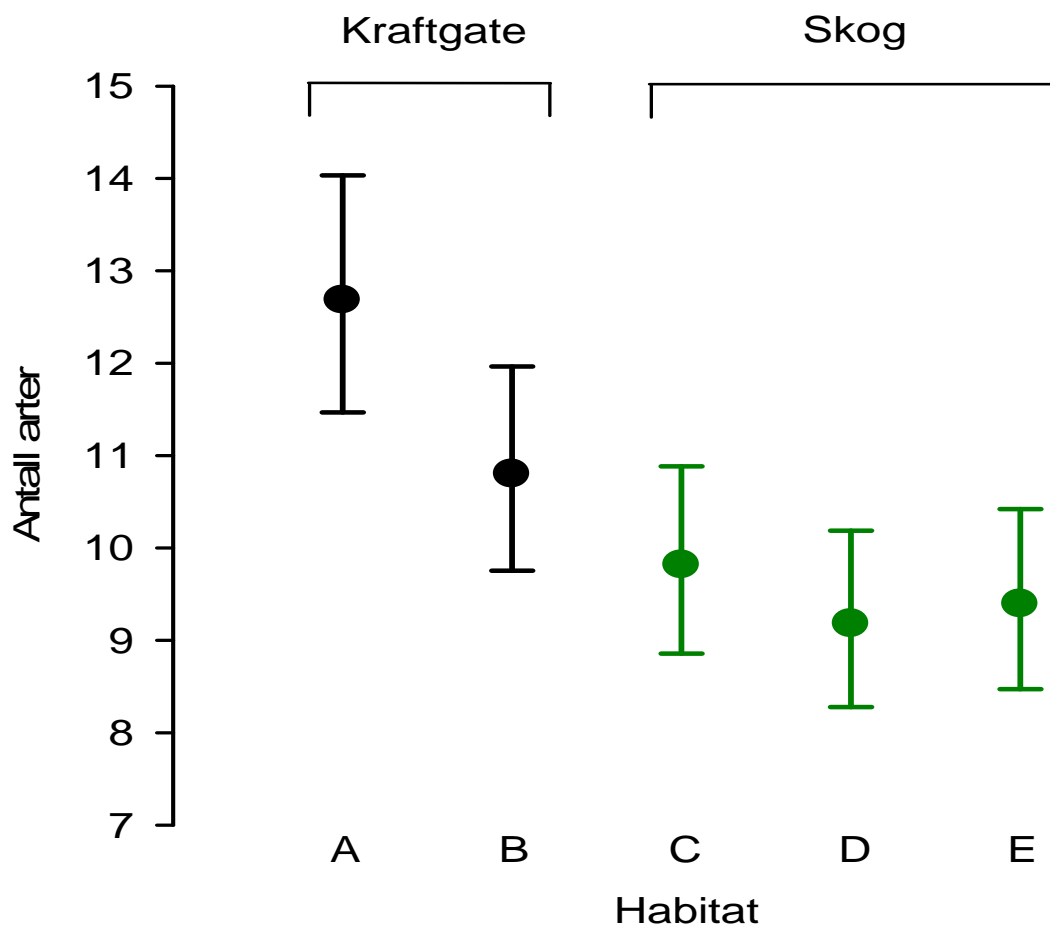


Figur 7. Det var stor variasjon mellom målestasjonene i artsrikdom (antall karplantearter) og biodiversitet av karplanter. Denne variasjonen mellom målestasjoner ble kontrollert for i statistiske analyser av effekten av ulike variable på artsrikdom og biodiversitet. Foto: Lisbeth Nordtiller



ARTSRIKDOM (ANTALL ARTER) AV PLANTER I FELTSJIKTET

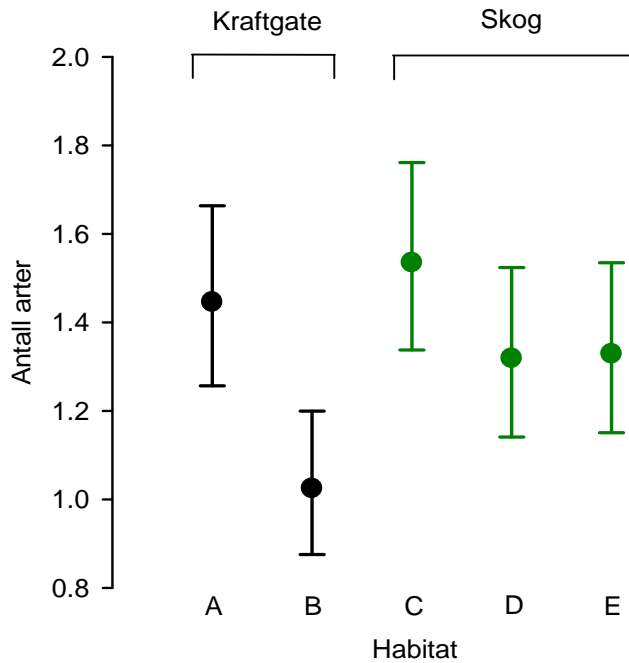
Antall arter av karplanter i feltsjiktet var høyere i midt i kraftgatene (habitattype A) sammenliknet med områdene som lå inne i skogen (habitattype C: skogkant, D: halv gatebredde inn i skogen og E: 100 m inn i skogen) (Figur 8). Antall arter i kanten av kraftgaten (habitat B) lå omtrent "midt i mellom" kraftgatene og skoghabitatene (Figur 8).



Figur 8. Artsriktighet av karplanter var høyere midt i kraftgatene (habitat A) enn i skog (C: skogkant, D: halv gatebredde inn i skogen og E: 100 m inn i skogen). Figuren viser estimerte gjennomsnittverdier og 95% konfidensintervaller for fem ulike habitater (A, B: i kanten av kraftgaten, C, D og E), kontrollert for variasjon mellom målestasjoner. På hver av de 51 målestasjonene ligger prøveflatene i gradienter vinkelrett på kraftgaten: i midten av kraftgaten (A), i kraftgaten langs skogkanten (B), i skogen i kanten mot kraftgaten (C), like langt inn i skogen som halv gatebredde (D) og 100 m inne i skogen (E). Det er fire prøveflater (4m x 5m) i hvert av habitatene A, B, C, D og E i kraftgatens lengderetning, altså 20 prøveflater på hver målestasjon. Verdiene i diagrammet er basert på feltregistreringer av gjennomsnittlig dekningsgrad av alle karplantearter i 5 stk 1m x 1m subplot plassert langs midtlinja i hver prøveflate.

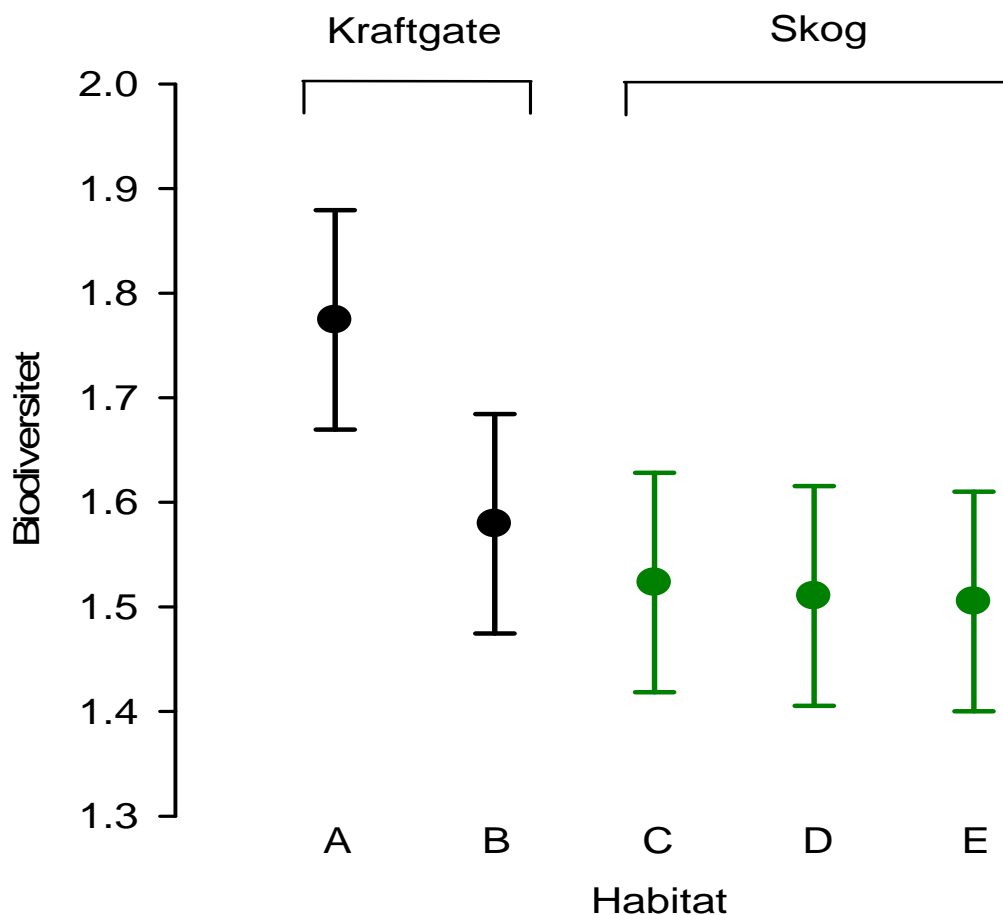
ARTSRIKDOM (ANTALL ARTER) AV TRÆR

Artsrikdommen av trær var høyest i skogkanten (i skogen) og lavest i kanten langs kraftgaten (Figur 9).



Figur 9. Artsrikdom av trær var høyest i skogkanten (habitat) og lavest i kanten av kraftgaten (habitat B). Figuren viser estimerte gjennomsnittverdier og 95% konfidensintervaller for fem ulike habitater (A, B, C, D og E), kontrollert for variasjon mellom målestasjoner. På hver av de 51 målestasjonene ligger prøveflatene i gradienter vinkelrett på kraftgaten: i midten av kraftgaten (A), i kraftgaten langs skogkanten (B), i skogen i kanten mot kraftgaten (C), like langt inn i skogen som halve kraftgatebredden (D) og 100 m inne i skogen (E). Det er fire prøveflater (4m x 5m) i hvert av habitatene A, B, C, D og E i kraftgatens lengderetning, altså 20 prøveflater på hver målestasjon. Verdiene i diagrammet er basert på feltregistreringer av gjennomsnittlig antall trær i hver prøveflate.

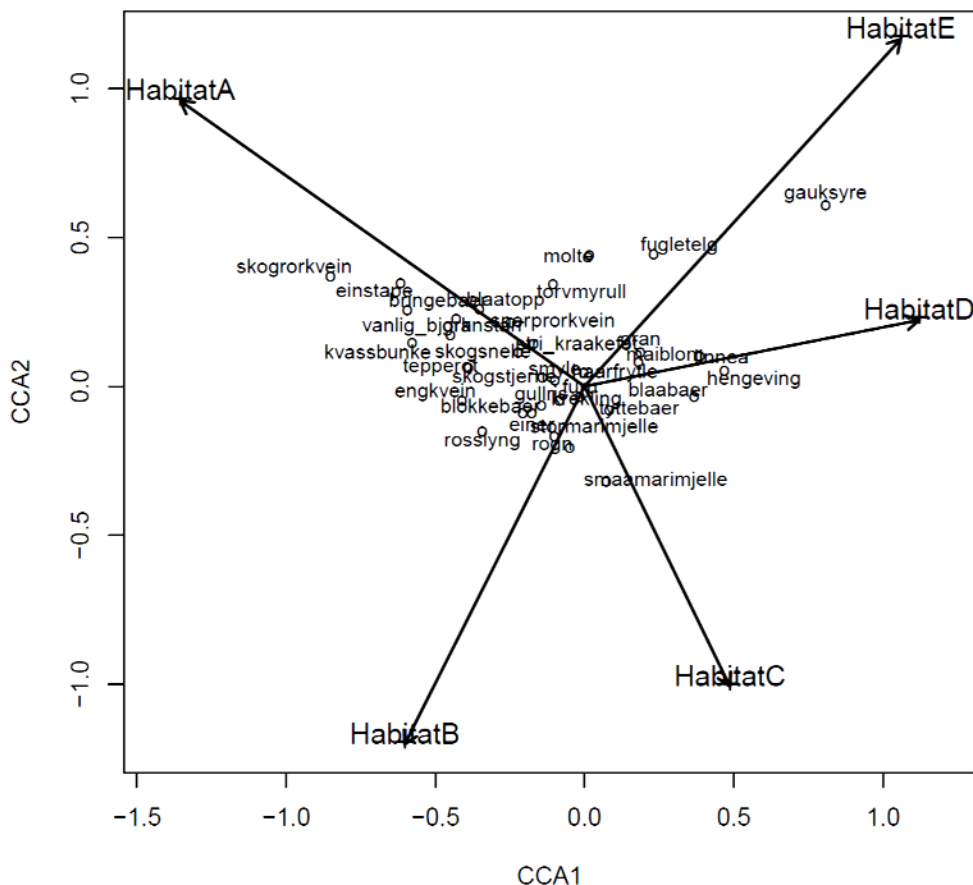
Biodiversitet av karplanter var også høyere i kraftgater enn i skog (Figur 10). Biodiversitet av karplanter var høyere midt i kraftgatene (habitattype A) sammenliknet med kanten av kratgaten (habitat B) og inne i skogen (C: skogkant, D: halv gatebredde inn i skog, og E: 100 m inn i skog) (Figur 10).



Figur 10. Biodiversitet av karplanter i kraftgate og skog. Figuren viser estimerte gjennomsnittverdier og 95% konfidensintervaller for fem ulike habitater (A, B, C, D, E), kontrollert for variasjon mellom målestasjoner. Både antall arter og abundans til hver enkelt art inngår i beregninger av biodiversitet. På hver av de 51 målestasjonene ligger prøveflatene i gradienter vinkelrett på kraftgaten: i midten av kraftgaten (A), i kraftgaten langs skogkanten (B), i skogen i kanten mot kraftgaten (C), like langt inn i skogen som halve kraftgatebredden (D) og 100 m inne i skogen (E). Det er fire prøveflater (4m x 5m) i hvert av habitatene A, B, C, D og E i kraftgatens lengderetning, altså 20 prøveflater på hver målestasjon. Verdiene i diagrammet er basert på feltregistreringer av gjennomsnittlig dekningsgrad av alle karplantearter i 5 stk 1m x 1m subplot plassert langs midtlinja i hver prøveflate.

ENDRINGER I ARTSSAMMENSETNING AV PLANTER

Vi fant betydelige forskjeller mellom kraftgater og tilgrensende skog med tanke på artssammensetning i plantesamfunnet (Figur 11). Blåbær og røsslyng var de to mest abundante artene av de totalt 237 planteartene som ble registrert. Et interressant mønster er at dekningsgraden av blåbær, en nøkkelart i boreale skoger, er mye lavere i kraftgater enn i skog, mens dekningsgraden av røsslyng er tilsvarende mye høyere i kraftgatene (se Figur 12). Et slikt stort skifte i dominerende feltsjiktvegetasjon vil kunne medføre endringer i økosystemets funksjon.



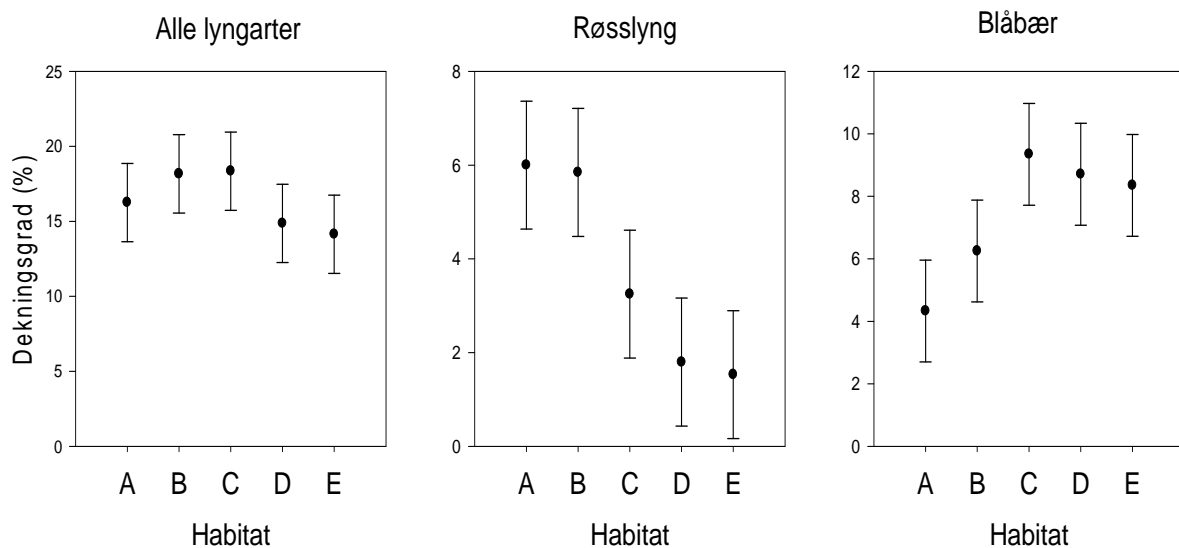
Figur 11. Sammensetningen av plantearter var signifikant forskjellig mellom habitattypene. Figuren viser et såkalt ordinasjonsdiagram basert på CCA (canonical correspondence analysis) av de 34 artene som hadde en gjennomsnittlig dekningsgrad på >0.10%. Arter som er plassert nær hverandre i diagrammet opptrer ofte sammen, og arter som er plassert nær A-E er sterkest assosiert med disse habitattypene. Figuren er basert på data fra 51 målestasjoner. Vinkelen på pilene indikerer hvilke habitattyper som har likest artssammensetning; desto spissere vinkel, desto likere artssammensetning, og omvendt. Lengden på vektorene er proporsjonal med graden av endring i artssammensetning. På hver av målestasjonene ligger prøveflatene i gradienter vinkelrett på kraftgaten: i midten av kraftgaten (A), i kraftgaten langs skogkanten (B), i skogen i kanten mot kraftgaten (C), like langt inn i skogen som halve kraftgatebredden (D) og 100 m inne i skogen (E). Det er fire prøveflater (4m x 5m) i hvert av habitatene A, B, C, D og E i kraftgatens lengderetning, altså 20 prøveflater på hver målestasjon. Diagrammet er basert på feltregistreringer av gjennomsnittlig dekningsgrad av karplantearter i 5 stk 1m x 1m subplot plassert langs midtlinja i hver prøveflate.

LYNG



Blåbær var mye vanligere i skogen enn i kraftgatene, mens for røsslyng var det omvendt. Foto: Vidar Selås

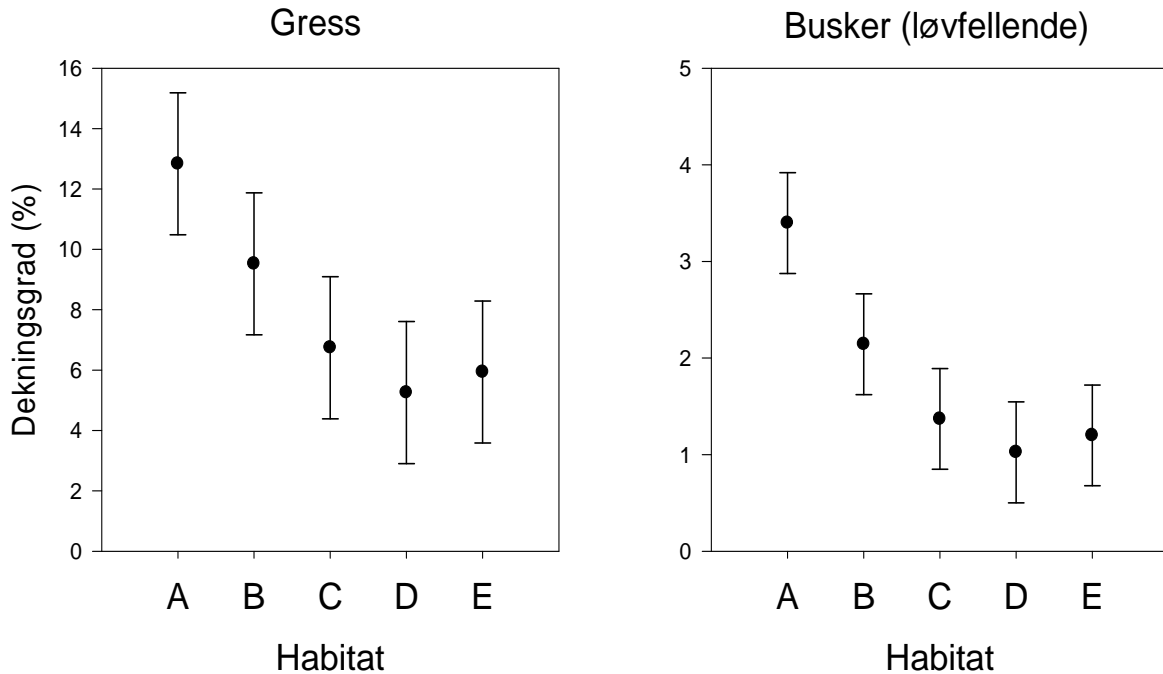
Dekningsgraden av blåbær var betydelig høyere i skogen enn i kraftgatene, mens for røsslyng var det omvendt; dekningsgraden av røsslyng var betydelig høyere i kraftgatene enn i skogen (Figur 12). For lyngarter sett under ett, var det mindre forskjeller mellom kraftgater og skog (Figur 12).



Figur 12. Dekningsgrad (%) av lyng (alle arter), røsslyng og blåbær i ulike habitattyper, det vil si hvor stor andel av arealet innenfor 5 stk 1 m X 5 m subplot innen hvert 4 m X 5 m plott som var dekket av hhv lyng, røsslyng og blåbær. Habitat A er midt i kraftgaten, B er i kraftgatesiden av kantsonen, C er i skogsiden av kantsonen, D er like langt inn i skogen som avstanden mellom midt i kraftgaten og kanten av kraftgaten, og E er 100 meter inn i skogen. Figuren viser estimerte gjennomsnittsverdier og 95% konfidensintervaller basert på en statistisk modell der vi har kontrollert for variasjonen i forekomst av lyng mellom målestasjoner.

GRESS OG LØVFELLEDE BUSKER

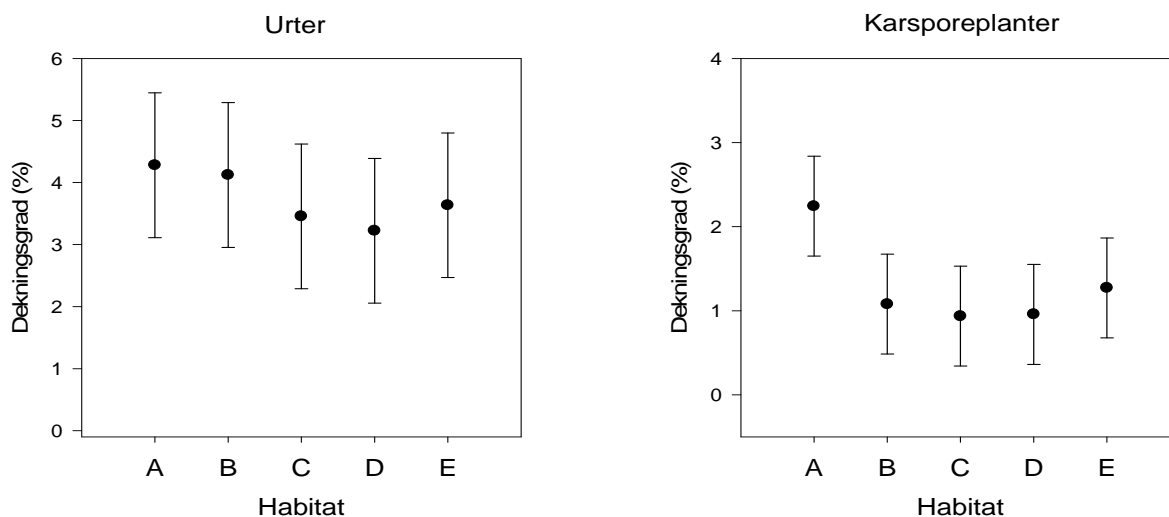
Det var mye mer gress og løvfellende busker og småtrær i kraftgatene enn i skogen, og mer midt i gata enn langs skogkanten (Figur 13).



Figur 13. Dekningsgrad (%) av gress og løvfellende busker og småtrær i feltsjiktet i ulike habitattyper, det vil si hvor stor andel av arealet innenfor 5 stk 1 m X 5 m subplot innen hvert 4 m X 5 m plott som var dekket av hhv gress og busker. Habitat A er midt i kraftgaten, B er i kraftgatesiden av kantsonen, C er i skogsiden av kantsonen, D er like langt inn i skogen som avstanden mellom midt i kraftgaten og kanten av kraftgaten, og E er 100 meter inn i skogen. Figuren viser estimerte gjennomsnittsverdier og 95% konfidensintervaller basert på en statistisk modell der vi har kontrollert for variasjonen i forekomst av gress mellom målestasjoner.

URTER OG KARSPOREPLANTER

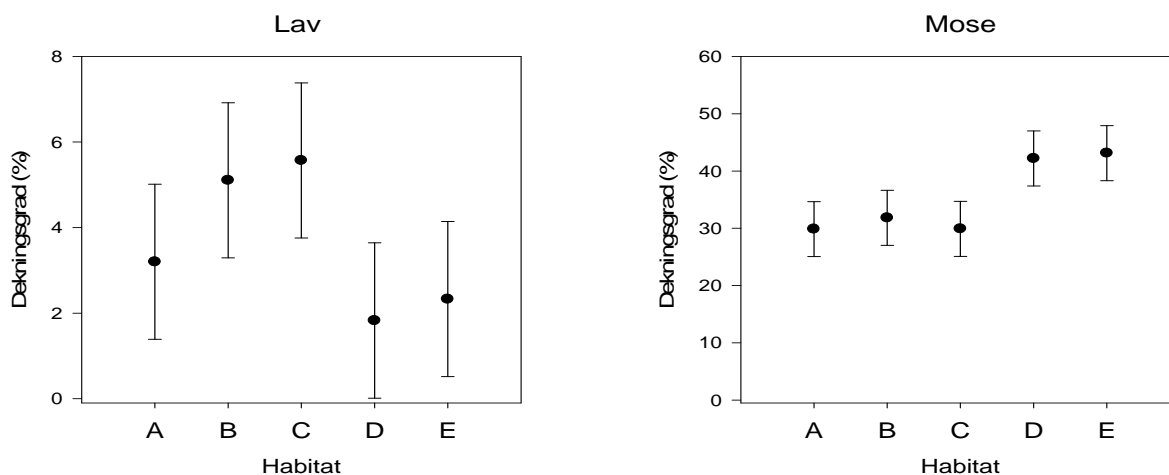
De fleste urter (blomsterplanter uten vedaktig stengel) og karsporeplanter (bregner, sneller og kråkeforplanter) dekker en svært liten andel av subplottene der de ble registrert. For urter var det ingen statistisk signifikante forskjeller i dekningsgrad mellom ulike habitattyper, mens for karsporeplanter var dekningsgraden midt i kraftgaten signifikant høyere enn i de øvrige habitattypene (Figur 14). Det var imidlertid innen gruppen urter at flest arter ble registrert (totalt 126 arter), og endringer innen gruppen av urter påvirket dermed endringer i artsrikdom, biodiversitet og artssammensetning.



Figur 14. Dekningsgrad (%) av urter og karsporeplanter i ulike habitattyper, det vil si hvor stor andel av arealet innenfor 5 stk 1 m X 5 m subplot innen hvert 4 m X 5 m plott som var dekket av hhv urter og karsporeplanter. Habitat A er midt i kraftgaten, B er i kraftgatesiden av kantsonen, C er i skogsiden av kantsonen, D er like langt inn i skogen som avstanden mellom midt i kraftgaten og kanten av kraftgaten, og E er 100 meter inn i skogen. Figuren viser estimerte gjennomsnittsverdier og 95% konfidensintervaller basert på en statistisk modell der vi har kontrollert for variasjonen i forekomst av urter og karsporeplanter *mellom* målestasjoner.

MOSE OG LAV

Lav og moser ble ikke bestemt til art, men vi registrerte dekningsgrad av mose og lav i alle subplot. Prosentandelen av subplottene som var dekket av lav var større i kraftgater enn i skog, mens for moser var det omvendt: Prosentandelen av subplottene som vare dekket av mose var større i skog enn i kraftgatene (Figur 15).

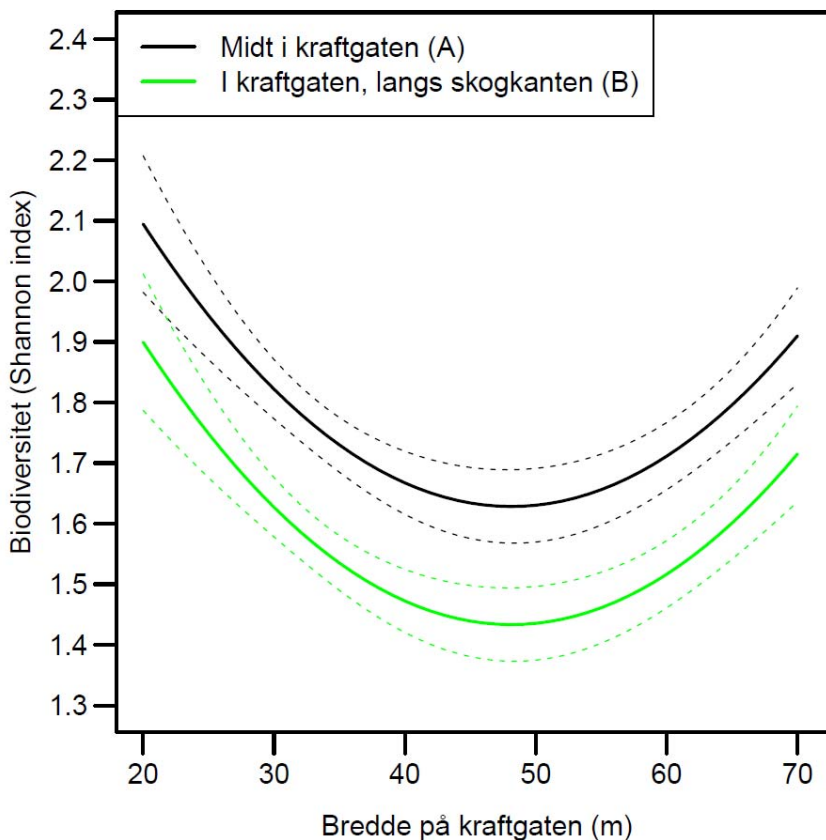


Figur 15. Dekningsgrad (%) av lav og moser i ulike habitattyper, det vil si hvor stor andel av arealet innenfor 5 stk 1 m X 5 m subplot innen hvert 4 m X 5 m plott som var dekket av hhv lav og moser. Habitat A er midt i kraftgaten, B er i kraftgatesiden av kantsonen, C er i skogsiden av kantsonen, D er like langt inn i skogen som avstanden mellom midt i kraftgaten og kanten av kraftgaten, og E er 100 meter inn i skogen. Figuren viser estimerte gjennomsnittsverdier og 95% konfidensintervaller basert på en statistisk modell der vi har kontrollert for variasjonen i forekomst av lav og moser *mellom* målestasjoner.

I analysene som følger nedenfor, har vi sett på effekter av kraftgatens bredde, alder siden etablering og plassering i landskapet, for artsriktom og biodiversitet av planter i kraftgatene. Vi har altså analysert data samlet i prøveflater (plot) i habitattype A (midt i kraftgaten) og habitattype B (i kanten av kraftgaten).

BREDDE PÅ KRAFTGATEN

Biodiversitet av planter i feltsjiktet avtok med økende bredde på kraftgaten opp til bredde på om lag 40-50 meter (Figur 15). Den negative effekten av økende kraftgatebredde var sterkest i begynnelsen, altså for de smaleste gatene. For gater over 50 meter ser det derimot ut til at økende kraftgatebredde har en positiv effekt på biodiversitet (Figur 15). Et tilsvarende mønster fant vi også for artsriktom, men der var ikke sammenhengen mellom artsriktom og bredde på gaten statistisk signifikant.



Figur 15. Sammenheng mellom biodiversitet av planter i kraftgaten (midt i gaten og langs kanten mot skogen) og bredde på kraftgaten. De heltrukne linjene viser statistisk estimerte gjennomsnittsverdier for artsriktom for ulike kraftgatebredder, basert på data fra 51 målestasjoner. Stiplede linjer viser tilhørende standardfeil (mål på usikkerhet).

ALDER PÅ KRAFTGATEN

Vi fant ingen indikasjoner på at tid siden etablering av kraftgatene virket inn på artsrikdom og biodiversitet av planter i feltsjiktet innenfor det spennet av alder på gatene som vi hadde i vårt datamateriale (24 til 81 år) (Tabell 1a og 1b).

Tabell 1a. Estimert effekt på artsrikdom som funksjon av alder (tid siden etablering) på kraftgate og habitattype (A: midt i gate og B: i kanten av gaten, mot skogen). Det var ingen signifikant interaksjon mellom habitattype og alder på kraftgate. Estimert endring (e^{β}) i artsrikdom pr ett års økning i alder, eller fra habitat B til habitat A (B er referansenivå). Resultater fra statistisk modell der variasjon i artsrikdom mellom målestasjoner er kontrollert for.

		Estimert endring (β)	SE	df	F	p
Intercept		2.61	0.50			
Alder		-0.011	0.022	1,356	0.28	0.60
Habitat	A	0.16	0.028	1,356	30.1	<0.001
	B	-				

Tabell 1b. Estimert effekt på biodiversitet som funksjon av alder (tid siden etablering) på kraftgate og habitattype (A: midt i gate og B: i kanten av gaten, mot skogen). Det var ingen signifikant interaksjon mellom habitattype og alder på kraftgate. Estimert endring (β) i biodiversitet pr ett års økning i alder, eller fra habitat B til habitat A (B er referansenivå). Resultater fra statistisk modell der variasjon i biodiversitet mellom målestasjoner er kontrollert for.

		Estimert endring (β)	SE	df	F	p
Intercept		1.55	0.18			
Alder		0.00086	0.0039	1,356	0.03	0.86
Habitat	A	0.19	0.049	1,356	16.1	<0.001
	B	-				

ANDEL SKOG I DET OMKRINGLIGGENDE LANDSKAPET

Andel skog (%) i det omkringliggende landskapet, i buffersoner av økende radius fra sentrum av hver målestasjon (150, 300, 500, 1000, 2000 m) ble beregnet ut fra digitale kart (Ar5; Bjørddal & Bjørkelo 2006) ved hjelp av ArcGIS (Ormsby m.fl.). Vi fant ingen entydige sammenhenger mellom artsrikdom og biodiversitet og andel skog i det omkringliggende landskapet, men det kan se ut til at det er en svak negativ sammenheng mellom andel skog i 300 m og 2000 m radius rundt målestasjonen, og biodiversitet i kraftgatene. Vi vil være forsiktige med å konkludere her; når man kjører et stort antall tester, vil noen alltid resultere i et statistisk signifikant resultat av ren tilfeldighet. Vi tolker imidlertid det negative fortegnet på alle estimatene i Tabell 2a og 2b som en indikasjon på at det i hvert fall ikke er noen positiv sammenheng mellom andel skog i det omkringliggende landskapet, og artsrikdom og biodiversitet i kraftgatene.

Tabell 2a. Estimert effekt på artsrikdom av planter i feltsjiktet i kraftgate (habitattypene A: midt i gate og B: i skogkant) som funksjon av andel (%) skogdekt areal innenfor buffersoner av økende radius fra målestasjonen. Det var ingen signifikant interaksjon mellom habitattype og andel skog i buffersonene i noen av modellene. Effekt av habitat er ikke vist i tabellen nedenfor (men artsrikdommen var høyere i habitat A enn i habitat B). Estimert endring (e^{β}) i artsrikdom pr. prosent økning i andel skog. Statistisk modell der variasjon i artsrikdom mellom målestasjoner er kontrollert for.

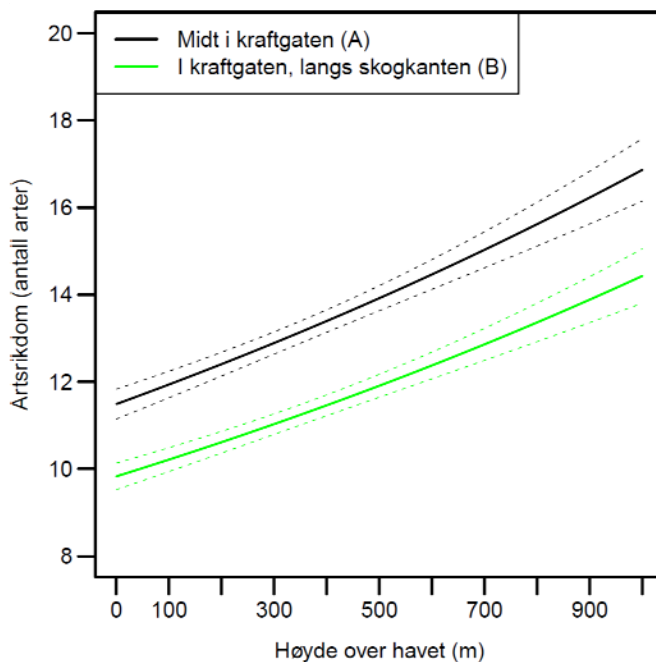
Radius buffersone	Estimert endring (β)	SE	df	F	p
2000m	-0.0056	0.00336	1,356	2.75	0.10
1000m	-0.0033	0.037	1,356	0.82	0.37
500m	-0.0044	0.0045	1,356	0.99	0.32
300m	-0.0072	0.0052	1,356	1.92	0.17
150m	0.001014	0.0056	1,356	0.03	0.86

Tabell 2b. Estimert effekt på biodiversitet av planter i feltsjiktet i kraftgate (habitattype A: midt i gate og B: i skogkant) som funksjon av andel (%) skogdekt areal innenfor buffersoner av økende radius fra målestasjonen. Det var ingen signifikant interaksjon mellom habitattype og andel skog i buffersonene i noen av modellene. Effekt av habitat er ikke vist i tabellen nedenfor (men biodiversiteten var høyere i habitat A enn i habitat B). Estimert endring (β) i biodiversitet pr. prosent økning i andel skog. Statistisk modell der variasjon i biodiversitet mellom målestasjoner er kontrollert for.

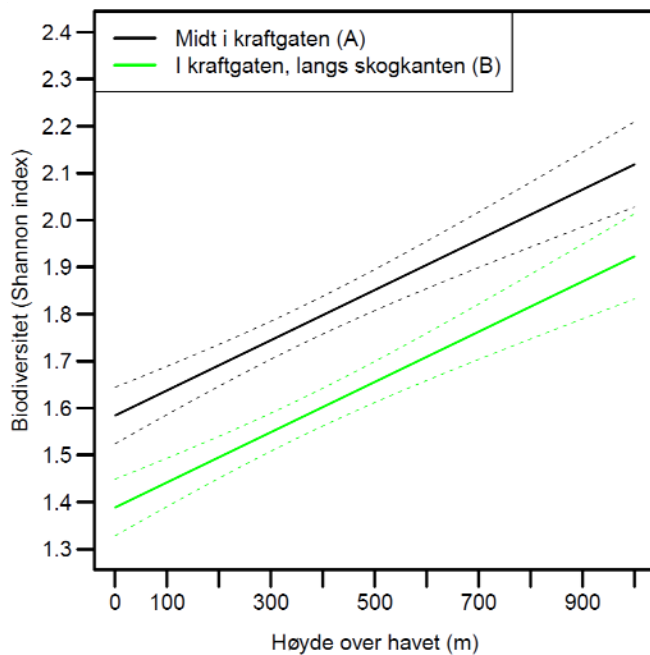
Radius buffersoner	Estimert endring (β)	SE	df	F	p
2000m	-0.0071	0.0034	1,356	4.36	0.04
1000m	-0.0055	0.0037	1,356	1.87	0.17
500m	-0.0078	0.0045	1,356	2.94	0.09
300m	-0.011	0.0052	1,356	4.08	0.04
150m	-0.00092	0.0058	1,356	0.03	0.87

HØYDE OVER HAVET

Både artsrikdom og biodiversitet av planter økte med økende høyde over havet (Figur 16 og 17).



Figur 16. Sammenheng mellom artsrikdom av planter i kraftgaten (midt i gaten og langs kanten mot skogen) og høyde over havet på målestasjonen. De heltrukne linjene viser statistisk estimerte gjennomsnittsverdier for artsrikdom for ulike høyder over havet, basert på data fra 51 målestasjoner. Stiplede linjer viser tilhørende standardfeil (mål på usikkerhet).



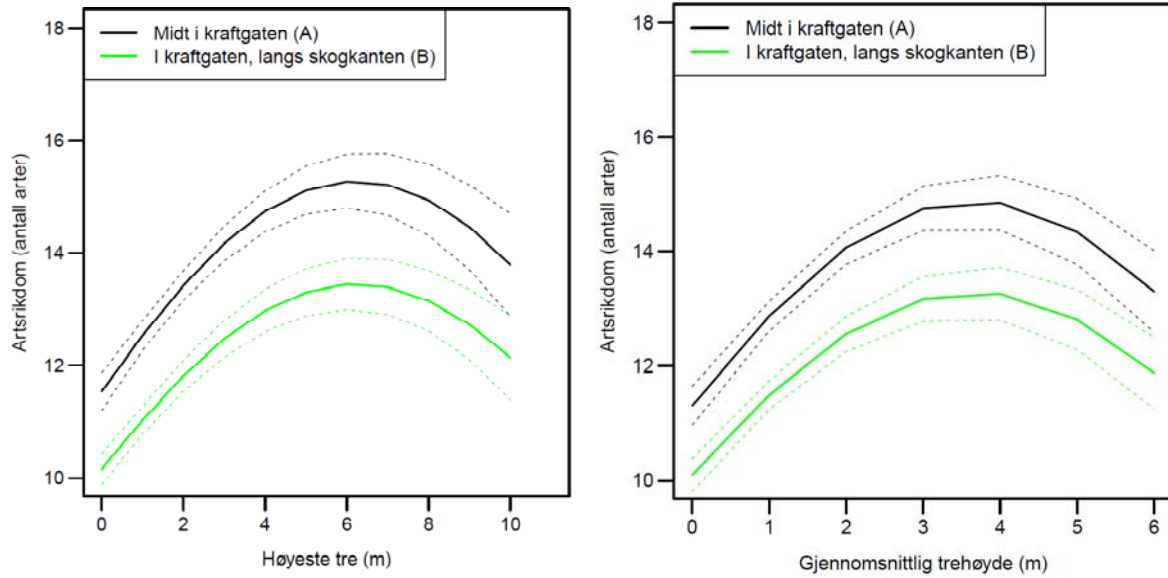
Figur 17. Sammenheng mellom biodiversitet av planter i kraftgaten (midt i gaten og langs kanten mot skogen) og høyde over havet på målestasjonen. De heltrukne linjene viser statistisk estimerte gjennomsnittsverdier for biodiversitet for ulike høyder over havet, basert på data fra 51 målestasjoner. Stiplede linjer viser tilhørende standardfeil (mål på usikkerhet).

SKJØTSEL

Vi mangler data på skjøtselshistorikk for de ulike målestasjonene. Noen av variablene som vi har målt i felt, slik som trehøyde og tretetthet, er imidlertid relatert til skjøtsel. Vi har derfor analysert om trehøyde og tretetthet virker inn på artsrikdom og biodiversitet av planter. De ulike målene på trehøyde og tretetthet var i stor grad korrelert med hverandre, slik at vi måtte gjøre analyser av hver enkelt variabel for seg.

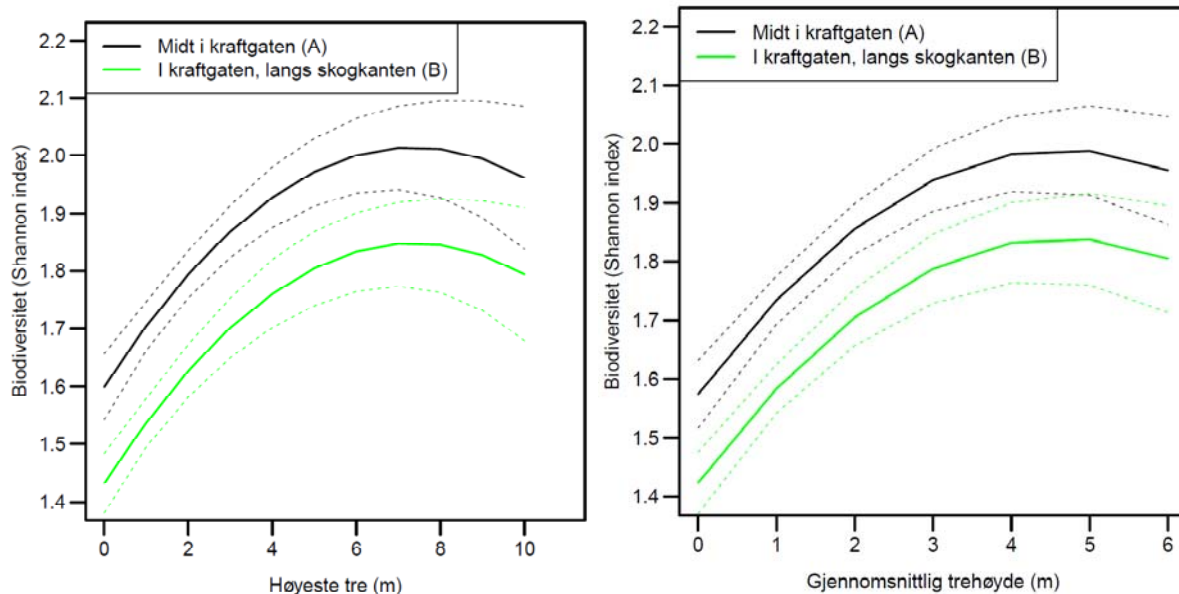
TREHØYDE

Artsrikdommen av planter i feltsjiktet økte med økende høyde på det høyeste treet innenfor de 4m x 5m prøveflatene opp til ca. 6 m trehøyde, men avtok med økende trehøyde når det høyeste treet var høyere enn 6 m (Figur 18). Vi fant en tilsvarende sammenheng mellom artsrikdom og gjennomsnittlig trehøyde, med en topp i artsrikdom ved en gjennomsnittlig trehøyde på ca. 3.5 m (Figur 18). Artsrikdommen var gjennomgående lavere i kanten av kraftgaten enn midt i kraftgaten, men toppen i artsrikdom kom ved samme trehøyder i begge habitattypene (Figur 18).



Figur 18. Sammenheng mellom artsrikdom av planter i kraftgaten (midt i gaten og langs kanten mot skogen) og høyde på høyeste tre (til høyre) og gjennomsnittlig trehøyde (til venstre) innenfor 4 m x 5 m store prøveflater i kraftgater. De heltrukne linjene viser statistisk estimerte gjennomsnittsverdier for artsrikdom for ulike trehøyder, basert på data fra 51 målestasjoner. Stiplede linjer viser tilhørende standardfeil (mål på usikkerhet).

Biodiversiteten av planter i feltsjiktet økte med økende høyde på det høyeste treet innenfor de 4m x 5m prøveflatene opp til ca. 7 m trehøyde, men avtok med økende trehøyde når det høyeste treet var høyere enn 7 m (Figur 19). Vi fant en tilsvarende sammenheng mellom artsrikdom og gjennomsnittlig trehøyde, med en topp i artsrikdom ved en gjennomsnittlig trehøyde på ca. 4.5 m (Figur 19). Biodiversiteten var gjennomgående lavere i kanten av kraftgaten enn midt i kraftgaten, men toppen i artsrikdom kom ved samme trehøyder i begge habitattypene (Figur 19).

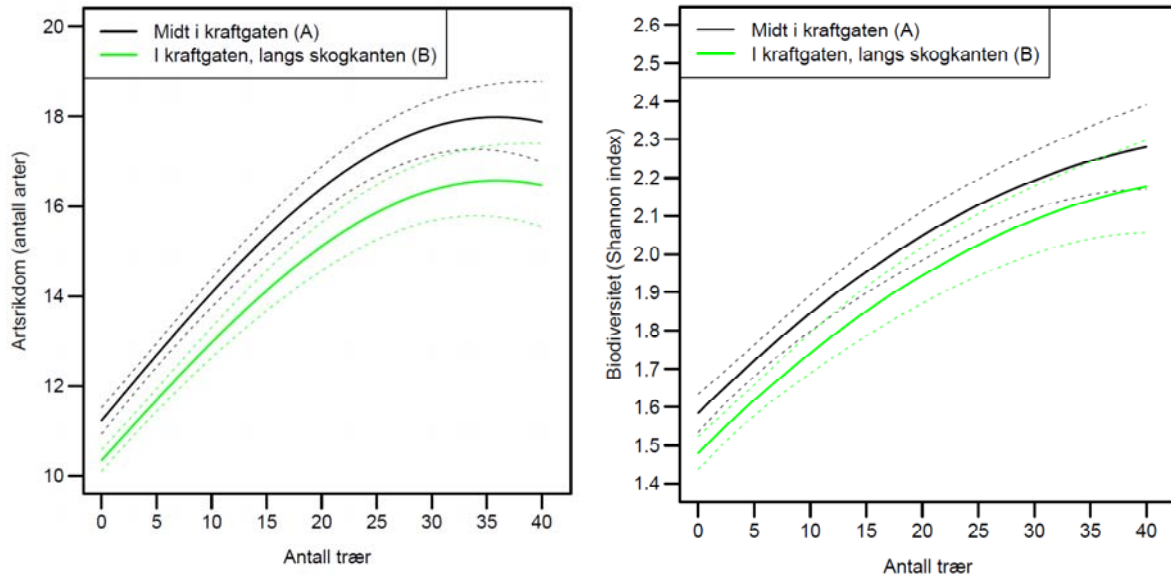


Figur 19. Sammenheng mellom biodiversitet av planter i kraftgaten (midt i gaten og langs kanten mot skogen) og høyde på høyeste tre (til høyre) og gjennomsnittlig trehøyde (til venstre) innenfor 4m x 5 m store prøveflater i kraftgater. De heltrukne linjene viser statistisk estimerte gjennomsnittsverdier for biodiversitet for ulike trehøyder, basert på data fra 51 målestasjoner. Stiplede linjer viser tilhørende standardfeil (mål på usikkerhet).

TRETETTHET

Artsrikdom av planter i feltsjiktet økte med økende antall trær innenfor de 4m x 5m prøveflatene opp til ca. 33 trær, og flatet deretter ut eller avtok med økende antall trær (Figur 20). Biodiversiteten økte med økende antall trær innenfor hele spekteret av målinger av antall trær (0-40 trær) som fantes i vårt datamateriale, uten å nå en markert topp eller flate ut (Figur 20). Det var imidlertid ikke en rettlinjert økning i biodiversitet med økende antall trær; økningen i biodiversitet avtok med økende antall trær på prøveflaten (Figur 20).

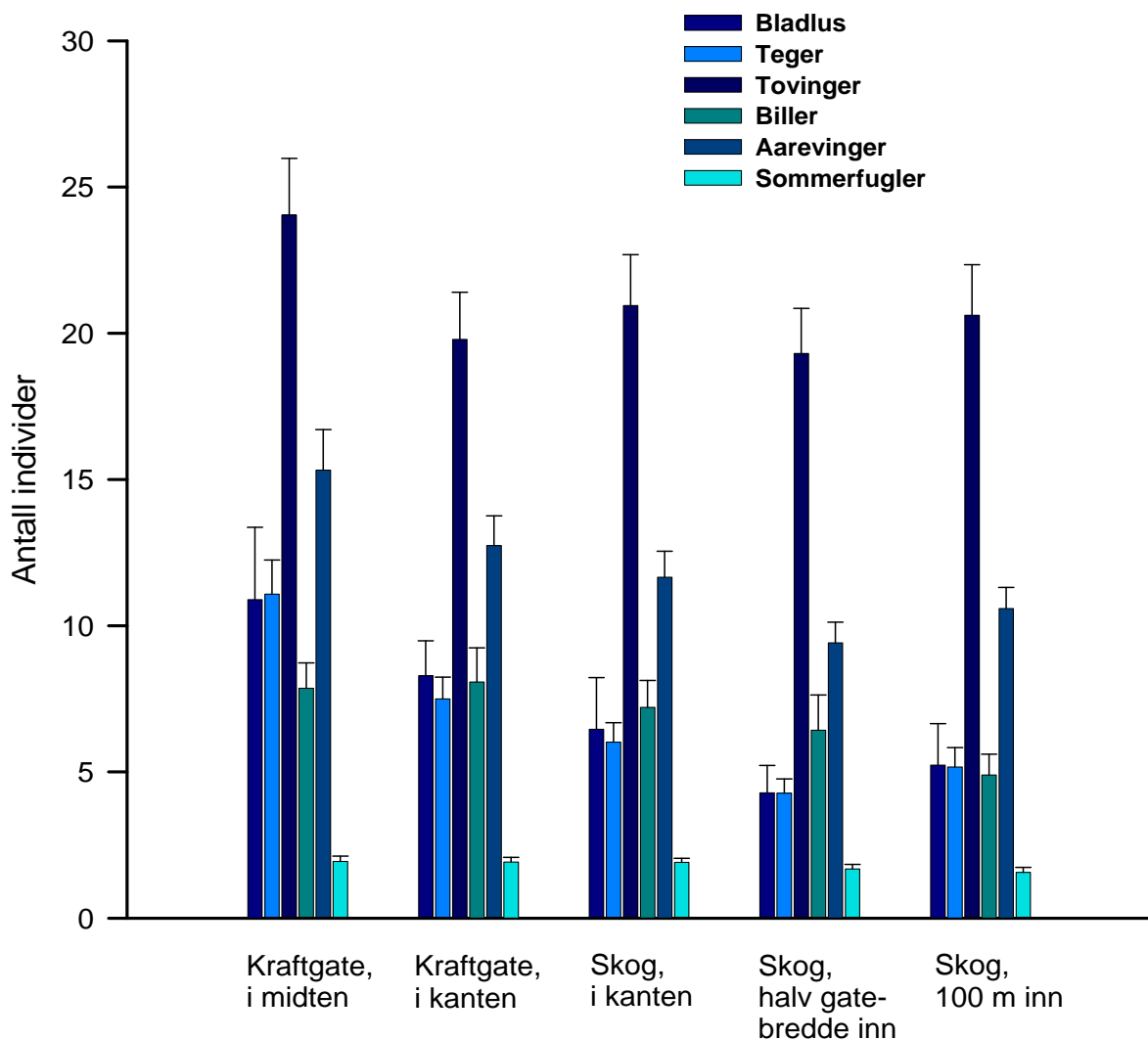




Figur 20. Sammenheng mellom artsrikdom og biodiversitet av planter i kraftgaten (midt i gaten og langs kanten mot skogen) og tretettheten (antall trær innenfor 4m x 5 m store prøveflater) i kraftgater. De heltrukne linjene viser statistisk estimerte gjennomsnittsverdier for artsrikdom og biodiversitet for ulike trehøyder, basert på data fra 51 målestasjoner. Stiplede linjer viser tilhørende standardfeil (mål på usikkerhet).

INSEKTER

Vi har samlet ca. 140 000 insekter og edderkoppdyr i felt med ulike fangstmetoder i 2009, 2010 og 2011. Insektene har blitt grovsortert inn i ulike taksonomiske grupper på laboratoriet, og sendt videre til eksperter for artsbestemming. Artsbestemming av biller og humler (årevinger) er fullført, og artsbestemming av teget er snart fullført.



Figur 21. Gjennomsnittlig (og tilhørende standardfeil) antall individer pr prøveflate innen forskjellige insektordener. Basert på insektmateriale fanget med slagghåv i feltsjiktet innenfor 4 m x 5 m prøveflater på de samme 51 målestasjonene og prøveflatene som ble undersøkt mtp plantesamfunn. Legg merke til at antall individer innen ordenene bladlus og teget, som begge utgjøres av insekter som lever av plantesaft, er spesielt høyt midt i kraftgaten. Antall individer innen ordenen årevinger, som inkluderer blant annet humler, bier og veps, er også særlig høyt midt i kraftgaten.

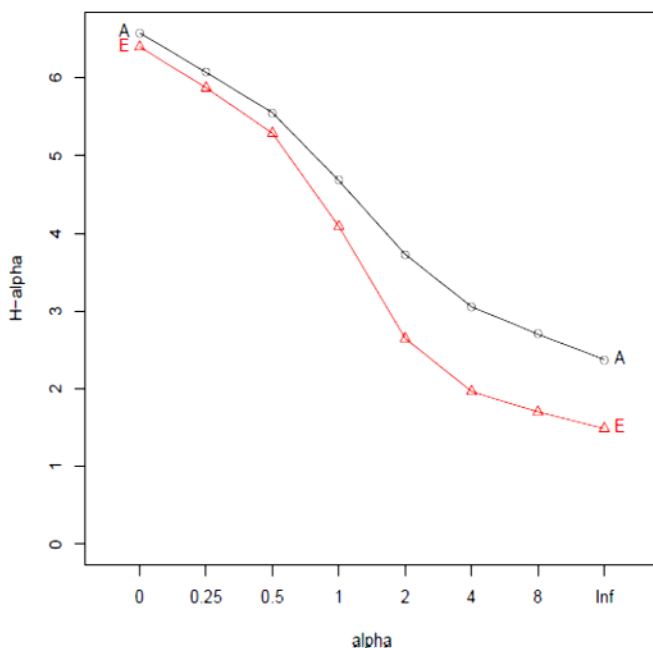
BILLER

Vi har valgt å konsentrere oss om biller, fordi biller er den mest artsrike insektordenen i Norge, og fordi mange biller er knyttet til død ved. Dødt trevirke akkumuleres ved gjentatt rydding av korridorene, og det er mye mer død ved i kraftgatene enn inne i skogen (se Figur 25). I dette prosjektet har vi funnet ca. 900 billearter. Dette utgjør omtrent 25 % av alle billearter som er registrert i Norge. I kanten av kraftgaten på en lokalitet i Sørkedalen i Oslo, fant vi en ny art for Norge, *Choragus sheppardi*. Våre resultater viser at artsrikdommen og biodiversiteten av billearter var høyere i kraftgater enn i skog (Figur 22 og 23).



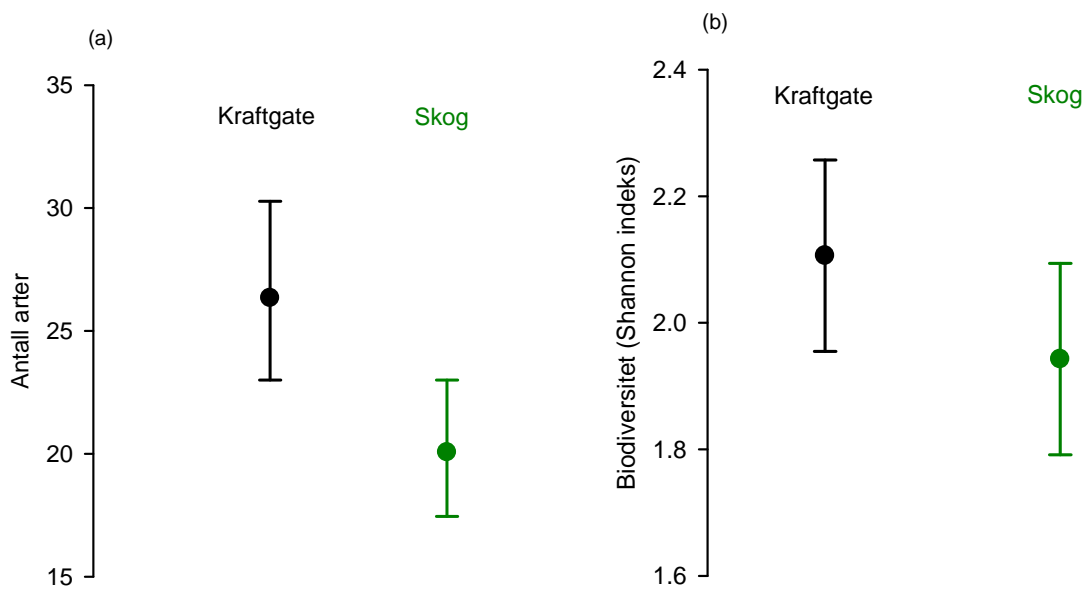
Rød blomsterbukke *Anoplerus rubra* (til venstre) og humlebille *Trichius fuscatus* (til høyre), har i likhet med svært mange andre billearter larvene sine i død ved. Både blomsterbukker og humlebille, fungerer som pollinatorer for blomsterplanter. Foto: Sindre Ligaard

ARTSRIKDOM OG BIODIVERSITET



Figur 22. Artsrikdom og biodiversitet av biller fanget **midt i kraftgater (A)** og **100 m inne i skog (E)**, basert på aggregerte data fra 20 målestasjoner (materiale fra både vindusfeller, fallfeller og slagghåving). Figuren viser Rényi diversitetsprofiler for hvert habitat. Utgangsposisjonen på venstre side av profilene indikerer artsrikdom; profiler som starter høyere oppe har høyere artsrikdom. Hvis man tar antilogaritmen ($e^{H\text{-verdi}}$) for $\alpha = 0$, får man artsrikdom (A: 721 arter, E: 602). Se også Figur 6 for forklaring av diagrammet. Profiler som ligger høyere enn andre profiler for alle verdier av α , har høyere biodiversitet. Jo brattere kurve, jo større er forskjell i andel av ulike billearter. Billene ble fanget på de samme 4 m x 5 m prøveflatene som beskrevet i teksten til Figur 2, med tre ulike innsamlingsmetoder på hver prøveflate: fallfeller, vindusfeller og slagghåv.

På samme måte som for plantesamfunn (se Figur 7), var det var betydelig variasjon i artsrikdom og biodiversitet av biller mellom målestasjonene. Denne variasjonen mellom målestasjoner ble tatt hensyn til (kontrollert for) i de videre statistiske analysene av artsrikdom og biodiversitet av biller. Også når denne variasjonen mellom målestasjoner var kontrollert for, var det en statistisk signifikant forskjell i artsrikdom og biodiversitet av biller mellom prøveflater midt i kraftgaten og prøveflater 100 m inne i skogen (Figur 23). Vi fant ingen sammenheng mellom bredde, alder eller plassering av kraftgatene, og artsrikdom eller diversitet av biller.



Figur 23. Artsrikdom (a) og biodiversitet (b) av biller i kraftgater (midt i gaten) og i skog (100 m inne i skogen). Figuren viser estimerte gjennomsnittverdier og 95% konfidensintervaller for biller fanget på 4m x 5m prøveflater i hhv kraftgate og skog, kontrollert for variasjon mellom målestasjoner (20 stasjoner). Både antall arter og abundans til hver enkelt art inngår i beregninger av biodiversitet.

BILLER - VINDUSFELLER

På de 20 målestasjonene (se Figur 1) fanget vi totalt 14215 billeindivider med vindusfeller, fordelt på 641 arter og 61 familier. I kraftgatene fanget vi 10514 individer, fordelt på 535 arter og 54 familier. Inne i skogen fanget vi 3701 individer, fordelt på 408 arter og 57 familier. De aller fleste artene var fåtallige; de ti vanligste artene utgjorde nesten 40% av totalt antall individer fanget.

Artssammensetningen i kraftgatene var signifikant forskjellig fra artssammensetningen i skogen, selv etter at vi hadde skilt ut den



delen av variasjonen i artssammensetning som skyldtes variasjon mellom målestasjonene.¹

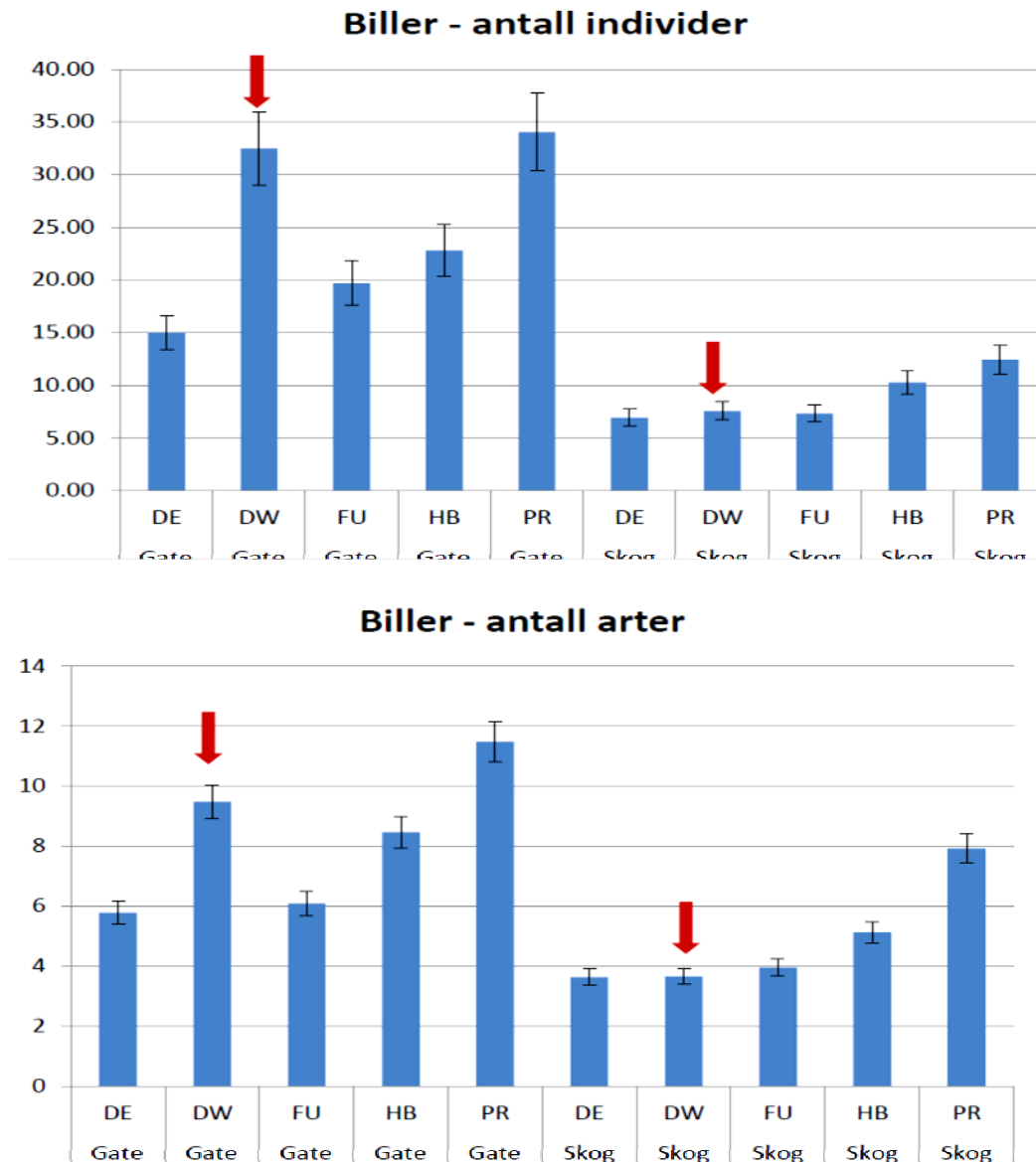
Av de totalt 641 artene som ble fanget med vindusfeller, er 19 oppført på Norsk rødliste for arter (Kålås m.fl. 2010) (Tabell 3). Av disse 19 artene ble 14 fanget bare i kraftgater, 3 både i kraftgater og i skog, og 2 bare i skog (Tabell 3).

Tabell 3. Billerarter som står oppført på Norsk rødliste for arter, og som ble fanget med vindusfeller på minst en av de 20 målestasjonene som er vist med oransje punkter i Figur 1. Rødelistekategorier: EN (endangered), VU (vulnerable), NT (near threatened) and DD (data deficiency).

Art	Familie	Rødelistestatus	Habitat
<i>Stagetus borealis</i>	Anobiidae	NT	Kraftgate og Skog
<i>Mycetophagus fulvicollis</i>	Mycetophagidae	NT	Kraftgate og Skog
<i>Hylis cariniceps</i>	Eucnemidae	NT	Kraftgate og Skog
<i>Cis fagi</i>	Ciidae	NT	Skog
<i>Atomaria subangulata</i>	Cryptophagidae	NT	Skog
<i>Anthribus scapularis</i>	Anthribidae	VU	Kraftgate
<i>Agilus betuleti</i>	Buprestidae	NT	Kraftgate
<i>Cryptocephalus coryli</i>	Chrysomelidae	EN	Kraftgate
<i>Atomaria fuscipes</i>	Cryptophagidae	VU	Kraftgate
<i>Cidnopus pilosus</i>	Elateridae	VU	Kraftgate
<i>Hylis procerulus</i>	Eucnemidae	EN	Kraftgate
<i>Microrhagus lepidus</i>	Eucnemidae	NT	Kraftgate
<i>Platysoma lineare</i>	Histeridae	NT	Kraftgate
<i>Meligethes corvinus</i>	Nitidulidae	NT	Kraftgate
<i>Meligethes ochropus</i>	Nitidulidae	DD	Kraftgate
<i>Sphaeriestes bimaculatus</i>	Salpingidae	EN	Kraftgate
<i>Oxypoda recondita</i>	Staphylinidae	NT	Kraftgate
<i>Paranopleta inhabilis</i>	Staphylinidae	VU	Kraftgate
<i>Corticeus fraxini</i>	Tenebrionidae	EN	Kraftgate

I tillegg til betydelige forskjeller i artssammensetning av biller fanget med vindusfeller i henholdsvis kraftgater og skog, var det store forskjeller mellom habitatene med tanke på relative andel av individer og arter innen ulike økologiske grupper. Spesielt interessant var det at en relativt større andel av biller knyttet til død (og levende) ved ble fanget i kraftgatene (Figur 24).

¹ Resultatet av en såkalt CCA (canonical correspondance analysis) viste at variabelen 'målestasjon' forklarte 2.48 såkalte 'inertia' enheter av totalt 14.64 enheter (total inertia er et slag mål på den totale variasjonen i artssammensetning), og dette var mer enn det som kunne tilskrives tilfeldig variasjon (Monte-Carlo permutasjons test: Pseudo-F_{19,140}: 1.46, p = 0.001, 999 permutasjoner). Videre CCA analyser viste at variabelen 'Habitat' forklarte 0.29 inertia enheter som ikke allerede var forklart av variabelen 'målestasjon', og dette var også mer enn det som kunne tilskrives tilfeldig variasjon (Monte-Carlo permutasjonstest: Pseudo-F_{1,139}: 3.34, p = 0.001, 999 permutasjoner). Artssammensetningen var med andre ord signifikant forskjellig både mellom målestasjonene, og mellom kraftgate og skog.

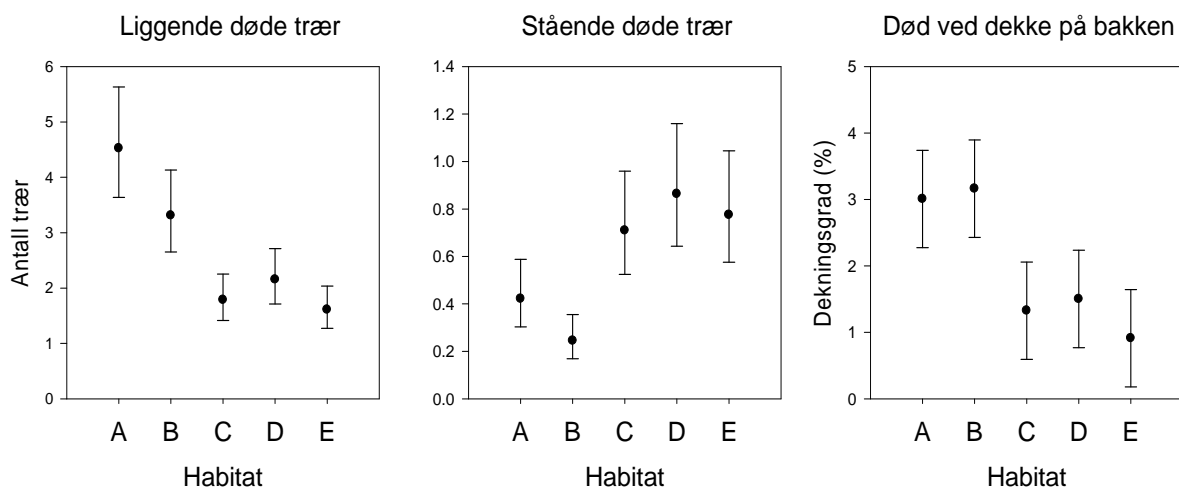


Figur 24. Antall individer (øverst) og arter (nederst) av biller fanget med vindusfeller i kraftgater og skog, fordelt på ulike funksjonelle grupper. Brede røde piler indikerer individer (øverst) og arter (nederst) av biller knyttet til død ved (DW) i kraftgater og skog. Figurene viser estimerte gjennomsnittsverdier og tilhørende standardfeil (mål på usikkerhet) for hhv antall individer og antall arter fanget pr vindusfelle utplassert i midten av 4m x 5m plott (prøveflater) vist i Figur 2, på 20 stasjoner markert med oransje punkter i Figur 1. Alle billeartene i materialet ble kategorisert etter deres viktigste økologiske funksjon, og plassert i en av følgende kategorier: HB – herbivor (plantespiser), FU – fungivor (soppspiser), PR – predator, DW – dead wood (død ved), LW – live wood (levende ved), DE – detritivor (spiser diverse (dødt) organisk materiale). Kategorien LW hadde få arter, og ble derfor slått sammen med kategorien 'DW' før statistiske analyser av materialet.

Gjennom gjentatt rydding (**skjøtsel**) av kraftgatene, akkumuleres dødt trevirke i traseene. Død ved er viktig som substrat for svært mange organismer, blant annet mange billearter. Derfor er det interessant å sammenlikne de fem ulike habitattypene med tanke på mengde av død ved. Vi fant at det er høyere dekningsgrad (%) av død ved på bakken og et større antall liggende døde trær med diameter >3cm i kraftgater, både i midt av gatene og langs kanten av gatene, enn det er inne skogen (Figur 25). For stående døde trær, var det imidlertid omvendt (Figur 25).

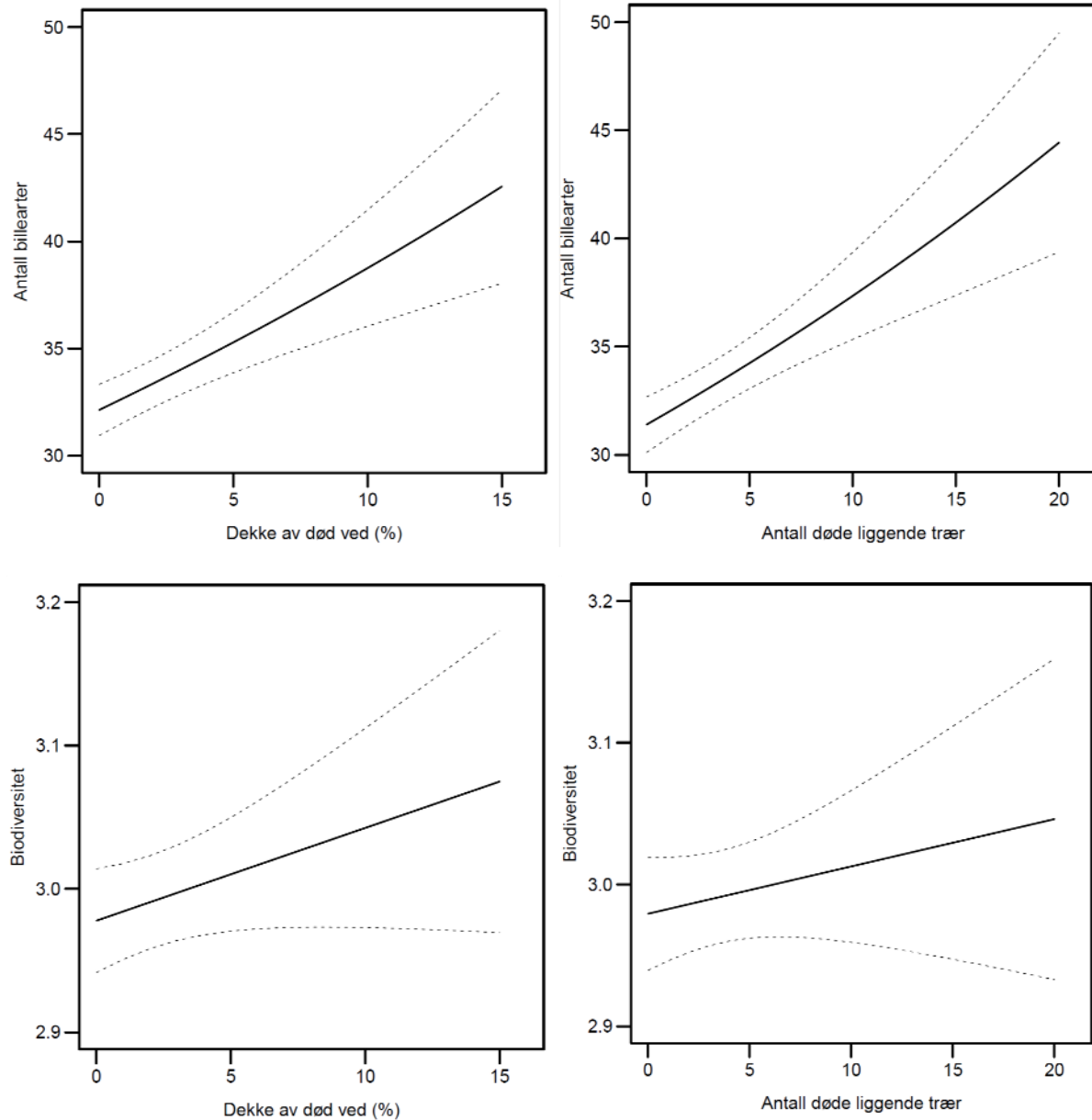


Mange billearter er avhengige av død ved til larvene sine, blant annet rød blomsterbuk (Anoplodera rubra) og valsehjørn (Sinodendron cylindricum). Foto: Sindre Ligaard (v) og Anne Sverdrup-Thygeson (h).



Figur 25. Forekomst av død ved i ulike habitattyper. Antall liggende og stående døde trær ble talt opp innenfor 4m x 5m plott (prøveflater) vist i Figur 2. Dekningsgrad (%) av død ved er andel av arealet innenfor 5 stk 1 m X 5 m subplot innen hvert 4 m X 5 m plott som var dekket av død ved. Habitat A er midt i kraftgaten, B er i kraftgatesiden av kantsonen, C er i skogsiden av kantsonen, D er like langt inn i skogen som avstanden mellom midt i kraftgaten og kanten av kraftgaten, og E er 100 meter inn i skogen. Figuren viser estimerte gjennomsnittsverdier og 95% konfidensintervaller basert på en statistisk modell der vi har kontrollert for variasjonen i forekomst av død ved mellom målestasjoner.

Vi fant en positiv sammenheng mellom mengde død ved på prøveflatene og hhv artsrikdom og biodiversitet (Figur 26).



Figur 26. Sammenheng mellom artsrikdom og biodiversitet av biller fanget med vindusfeller (sammenslått materiale fra feller utplassert i kraftgate og skog) og mengde død ved registrert i habitatet (se Figur 25). De heltrukne linjene viser statistisk estimerte gjennomsnittsverdier for artsrikdom og biodiversitet for ulike mengder av død ved. Stiplede linjer viser tilhørende standardfeil (mål på usikkerhet). Data er basert på antall individer og arter fanget pr vindusfelle utplassert i midten av 4m x 5m plott (prøveflater) vist i Figur 2, på 20 stasjoner markert med oransje punkter i Figur 1.

BILLER - FALLFELLER

Totalt 38 541 billeindivider, fordelt på 423 arter og 41 familier ble fanget med fallfeller. Artssammensetningen i kraftgatene var signifikant forskjellig fra artssammensetningen i skogen, selv etter at vi hadde skilt ut den delen av variasjonen i artssammensetning som skyldtes variasjon mellom målestasjonene.²

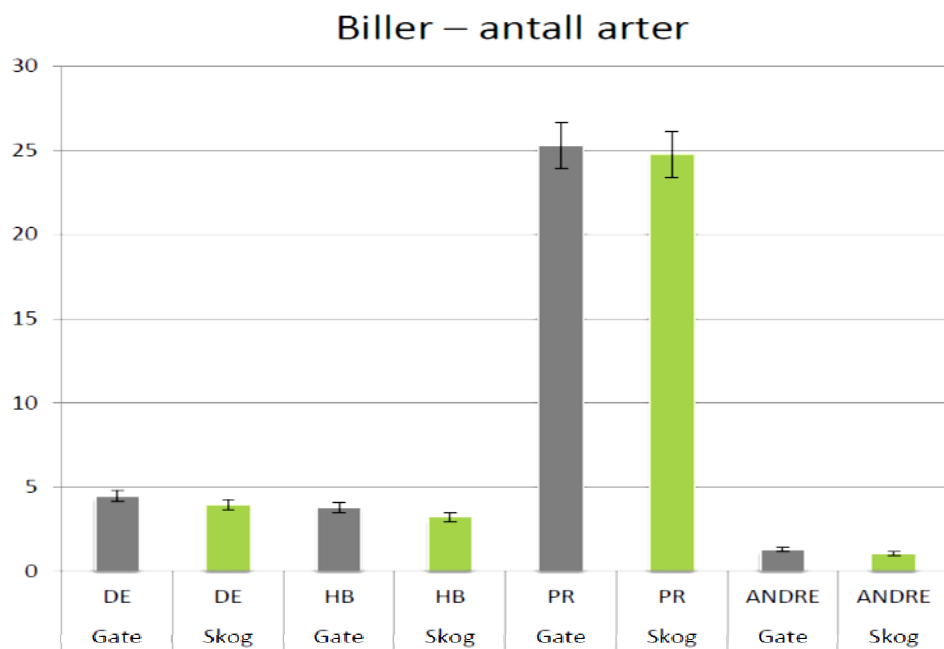
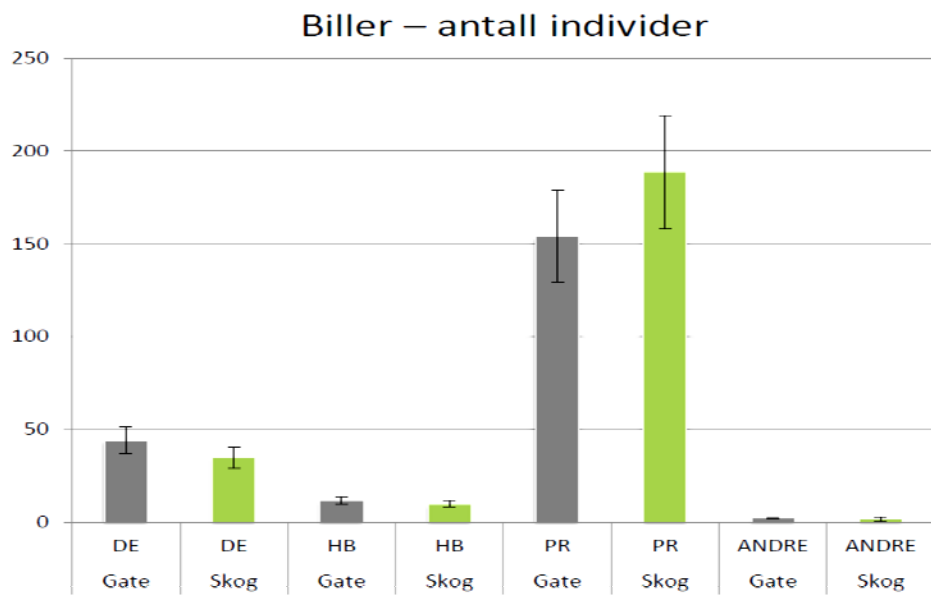


Artsrikdommen var omtrent den samme midt i kraftgater som 100 inne i skogen; 333 arter ble fanget i kraftgatene og 317 arter ble fanget i skog. De tre-fire vanligste artene utgjorde >40% av fangsten. For nesten 40 % av artene, ble det fanget bare ett eller to individer. Antall arter som bare ble fanget i kraftgater var 106, mens 90 arter bare ble fanget i skog. Vi fant fire arter som er oppført på Norsk rødliste for arter; *Carabus arcensis* (NT - nær truet, fanget i både kraftgater og skog), *Margarinotus purpurascens* (VU - sårbar), *Lathrobium pallidum* (VU - sårbar) ble begge fanget bare i kraftgater, og *Acrotona exigua* (NT - nær truet) som bare ble fanget i skog.

Vi fant en liten men statistisk signifikant forskjell i biodiversitet mellom kraftgater og skog; gjennomsnittlig estimert biodiversitetsindeks var ca. 8% høyere i kraftgatene.

Vi fant ikke så store forskjeller mellom kraftgater og skog i relativ andel av individer og arter i ulike økologiske grupper, men andelen predatorindivider var litt høyere i skogen enn i kraftgatene. Ellers er det verdt å merke seg at andel arter og individer innen de forskjellige økologiske gruppene er svært ulik den fordelingen vi fant for biller fanget med vindusfeller (se Figur 24 og 27). For å få oversikt over hele billesamfunnet, er det altså nødvendig å bruke mer enn én fangstmetode (se også Figur 29 for relative andeler innen ulike økologiske grupper av biller fanget med slagghåv).

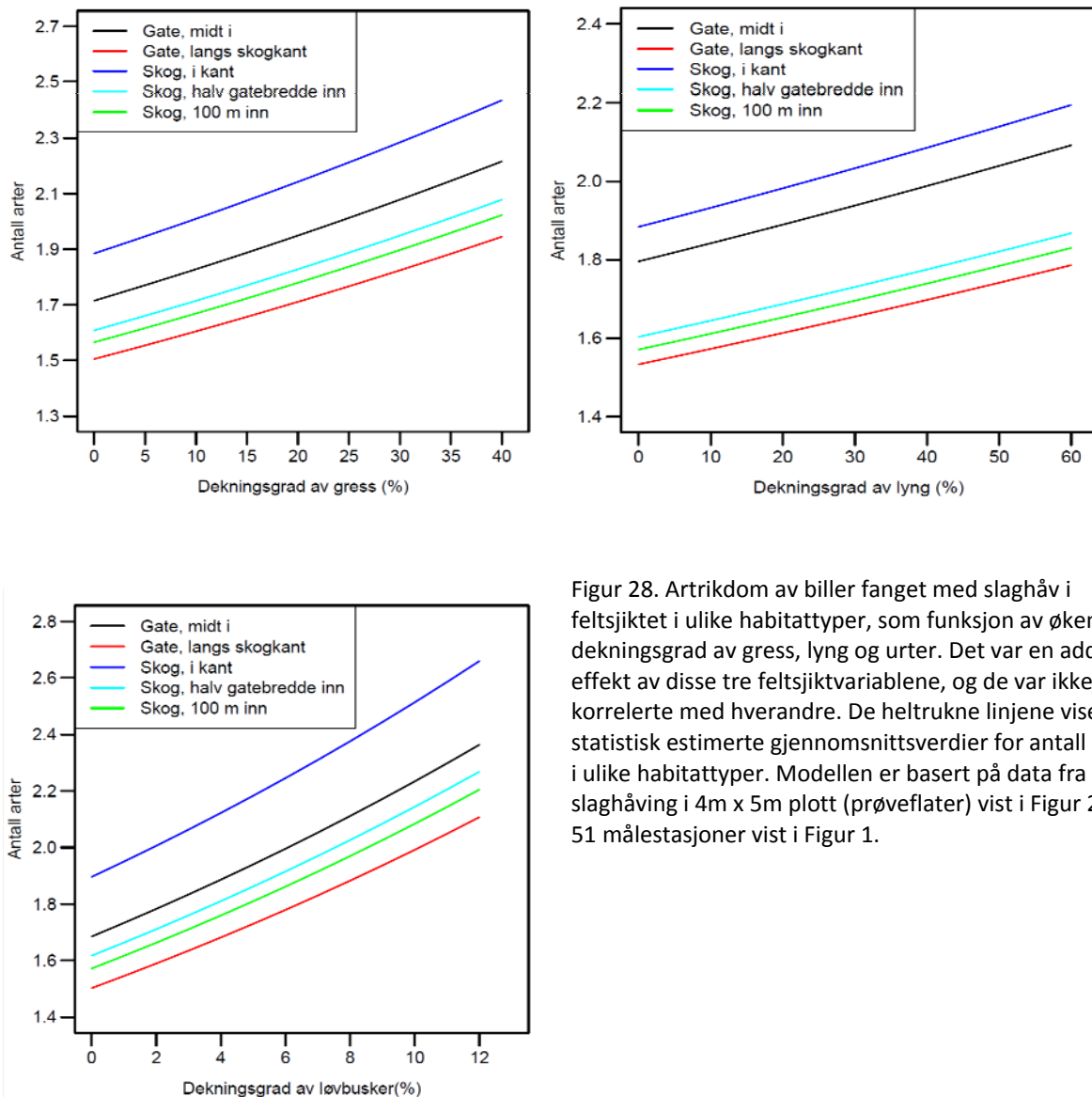
² Resultatet av en såkalt CCA (canonical correspondance analysis) viste at variabelen 'målestasjon' forklarte 1.65 såkalte 'inertia' enheter av totalt 8.65 enheter (total inertia er et slag mål på den totale variasjonen i artssammensetning), og dette var mer enn det som kunne tilskrives tilfeldig variasjon (Monte-Carlo permutasjons test: Pseudo- $F_{19,140}$: 1.74, $p = 0.001$, 999 permutasjoner). Videre CCA analyser viste at variabelen 'Habitat' forklarte 0.092 inertia enheter som ikke allerede var forklart av variabelen 'målestasjon', og dette var også mer enn det som kunne tilskrives tilfeldig variasjon (Monte-Carlo permutasjonstest: Pseudo- $F_{1,139}$: 1.85, $p = 0.001$, 999 permutasjoner). Artssammensetningen var med andre ord signifikant forskjellig både mellom målestasjonene, og mellom kraftgate og skog.



Figur 27. Antall individer (øverst) og arter (nederst) av biller fanget med fallfeller i kraftgater og skog, fordelt på ulike funksjonelle grupper. Figurene viser estimerte gjennomsnittsverdier og tilhørende standardfeil (mål på usikkerhet) for hhv antall individer og antall arter fanget i to fallfeller utplassert i hhv subplot 1 og subplot 5 i 4m x 5m plott (prøveflater) vist i Figur 2, på 20 stasjoner markert med oransje punkter i Figur 1. Alle billeartene i materialet ble kategorisert etter deres viktigste økologiske funksjon, og plassert i en av følgende kategorier: HB – herbivor (plantespiser), FU – fungivor (soppspiser), PR – predator, DW – dead wood (dødt ved), LW – live wood (levede ved), DE – detritivor (spiser diverse (dødt) organisk materiale). Kategoriene FU, DW og LW hadde svært få arter og individer, og ble slått sammen i kategorien 'ANDRE' før statistiske analyser av materialet.

BILLER – SLAGHÅVPRØVER

Vi samlet biller med slaghåv i alle habitattyper (se Figur 2), ikke bare midt i kraftgaten og i skog. Vi fant en positiv sammenheng mellom artsrikdom av biller i feltsjiktet og prosentandel feltsjiktvegetasjon av ulike typer (Figur 28). Det er verdt å merke seg at i motsetning til planter, der artsrikdom og biodiversitet var høyest midt i gaten og nest høyest i kanten av gaten, så var artsrikdom av biller i feltsjiktvegetasjon høyest i skogkanten, mens prøveflater i kanten av kraftgaten hadde lavest artsrikdom (Figur 28).

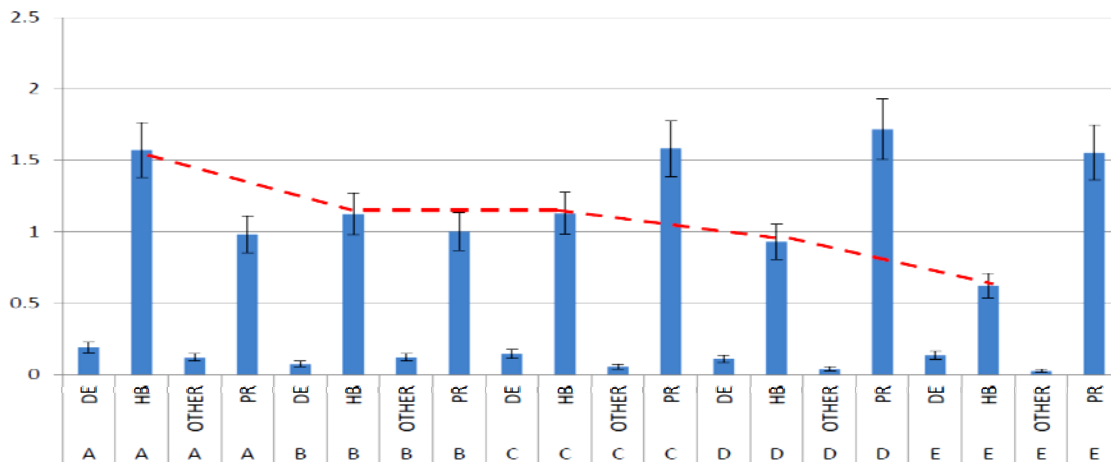


Figur 28. Artsrikdom av biller fanget med slaghåv i feltsjiktet i ulike habitattyper, som funksjon av økende dekningsgrad av gress, lyng og urter. Det var en additiv effekt av disse tre feltsjiktvariablene, og de var ikke korrelerte med hverandre. De heltrukne linjene viser statistisk estimerte gjennomsnittsverdier for antall arter i ulike habitattyper. Modellen er basert på data fra slaghåving i 4m x 5m plott (prøveflater) vist i Figur 2, på 51 målestasjoner vist i Figur 1.

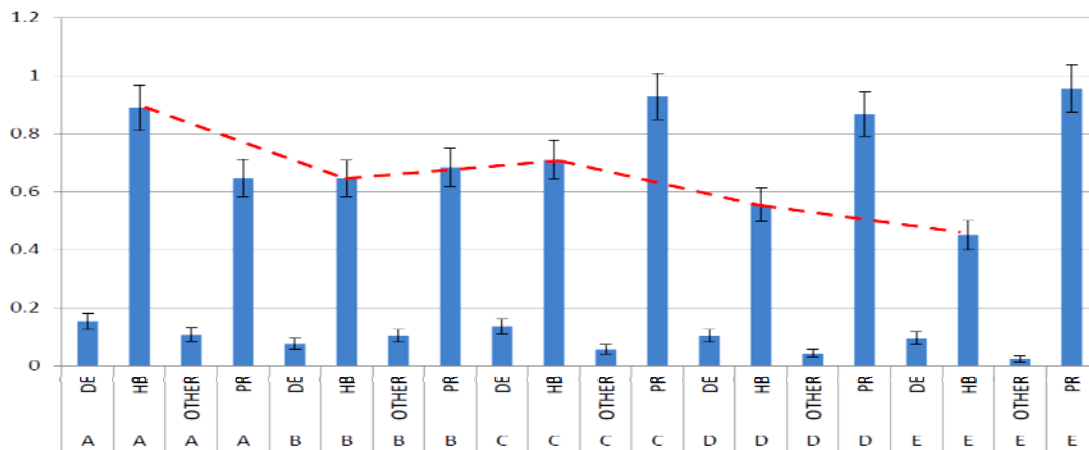
Det var store forskjeller mellom habitattypene i relativ andel individer og arter innen ulike økologiske grupper (Figur 29). Særlig interessant er det at det er det relative forholdet mellom herbivorer og predatorer. Her ser det ut til å være en økologisk gradient fra midten av kraftgaten, der andelen av herbivorer er relativt størst, via begge sider av kanten (habitat B og C), der relativ andel innen de to gruppene er omtrent lik, til 100 meter inne i skogen, der den relative andelen av predatorer er klart størst (Figur 29).



Biller - antall individer



Biller - antall arter



Figur 29. Antall individer (øverst) og arter (nederst) av biller fanget med slagghåv i ulike habitater i kraftgater (A, B) og skog (C, D, E), fordelt på ulike funksjonelle grupper. Figurene viser estimerte gjennomsnittsverdier og tilhørende standardfeil (mål på usikkerhet) for hhv antall individer og antall arter fanget pr 4m x 5m plott (prøveflater) vist i Figur 2, på 51 målestasjoner vist i Figur 1. Alle billeartene i materialet ble kategorisert etter deres viktigste økologiske funksjon, og plassert i en av følgende økologiske grupper: HB – herbivor (plantespiser), FU – fungivor (soppspiser), PR – predator, DW – dead wood (død ved), LW – live wood (levede ved), DE – detritivor (spiser diverse (dødt) organisk materiale). Kategoriene LW, DW og FU hadde få arter, og ble derfor slått sammen med kategorien 'OTHER' før statistiske analyser av materialet. Habitat A er midt i kraftgaten, B er i kraftgatesiden av kantsonen, C er i skogsiden av kantsonen, D er like langt inn i skogen som avstanden mellom midt i kraftgaten og kanten av kraftgaten, og E er 100 meter inn i skogen.

HUMLER OG ANDRE POLLINERENDE INSEKTER

Foreløpige resultater viser at artsrikdom og antall individer av humler (Tabell 4) er høyere i kraftgatene enn i skogen. Datamaterialet på villbier og honningbie er ikke analysert ennå.

Tabell 4. Antall arter og individer av humler fanget med vindusfeller i kraftgater og skog på 20 målestasjoner som er vist med oransje farge i Figur 1. Humlene ble artsbestemt av Kjell Magne Olsen, BIOFOKUS.

Latinsk artsnavn	Norsk artsnavn	Kraftgate	Skog
<i>Bombus lucorum</i>	Liten jordhumle	1128	42
<i>Bombus pratorum</i>	Markhumle	441	60
<i>Bombus pascuorum</i>	Åkerhumle	382	26
<i>Bombus hypnorum</i>	Trehumle	74	1
<i>Bombus jonellus</i>	Lynghumle	37	3
<i>Bombus terrestris</i>	Stor jordhumle	37	0
<i>Bombus bohemicus</i>	Jord-gjøkhumle	29	0
<i>Bombus sylvestris</i>	Skog-gjøkhumle	23	7
<i>Bombus norvegicus</i>	Tre-gjøkhumle	15	4
<i>Bombus soroeensis</i>	Lundhumle	4	1
<i>Bombus cf. cryptarum</i>	Kilejordhumle	4	0
<i>Bombus hortorum</i>	Hagehumle	4	0
<i>Bombus ruderarius</i>	Gresshumle	2	0
<i>Bombus sylvarum</i>	Skoghumle	2	0
<i>Bombus campestris</i>	Åker-gjøkhumle	1	0



Kraftgater er habitat for mange pollinerende insekter. Foto: Ørjan Totland (v) og Anne Sverdrup-Thygeson (h)

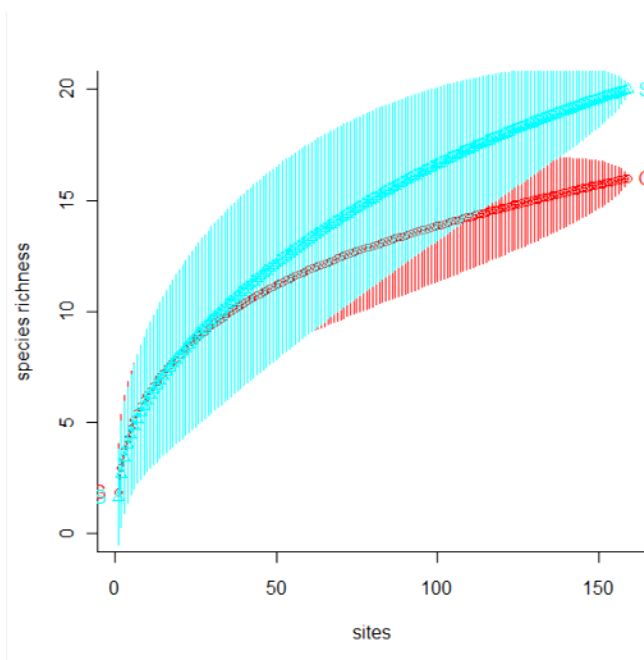
Av de totalt 641 artene av biller som ble fanget med vindusfeller, var 47 av artene pollinatorer. Av de 2518 individene av disse artene som ble fanget, ble 87 % fanget i kraftgatene, mens bare 13 % ble fanget i skog. Våre foreløpige resultater tyder altså på at kraftgatene er habitat for mange pollinerende insekter.

FUGLER

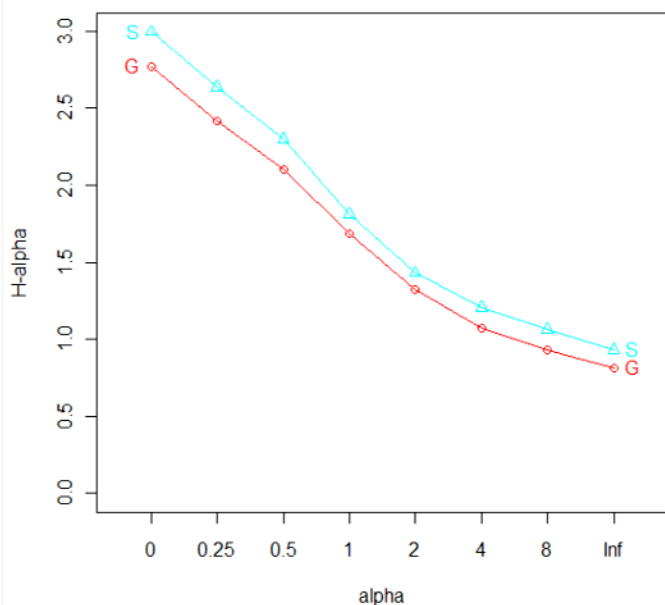
Vi holder for tiden på med å analysere dataene fra fugletakseringene i 2011, som ble finansiert av NVE. Masterstudenten som gjennomførte fugletakseringene skal levere sin oppgave høsten 2012. Foreløpige resultater viser at artsriktom (Figur 30) og biodiversitet (Figur 31) er høyere 300 m inne i skogen enn i skogkanten langs kraftgatene. Når det gjelder fugler observert i selve kraftgaten, er det høyere fuglediversitet i kraftgater med velutviklet busk- og tresjikt enn i gater med sparsomt busksjikt. Det er også høyere diversitet i smale enn i brede gater (Figur 32).



Flaggspett og grønnsisik. Foto: Trygve Danbolt Øygard (v) og Vidar Selås (h)

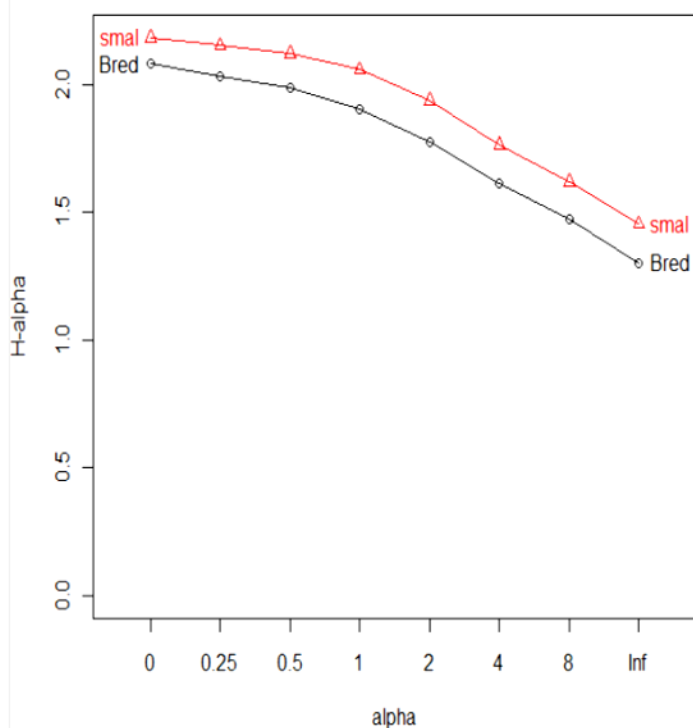


Figur 30. Artsriktom var høyere 300 m inne i skog (S) enn i skogkanten langs kraftgatene (G). Figuren viser akkumulert artsriktom (antall arter) som funksjon av økende antall punkter (her kalt 'sites') taksert (Se Figur 5).



Figur 31. Biodiversiteten var høyere 300 m inne i skogen (S) enn i skogkanten langs kraftgatene (G).

Figuren er basert på aggregerte data fra fugletakseringer på 16 målestasjoner. Figuren viser Rényi diversitetsprofiler for hvert habitat. Utgangsposisjonen på venstre side av profilene indikerer artsrikdom; profiler som starter høyere opp har høyere artsrikdom. Se også Figur 6 for forklaring av diagrammet. Profiler som ligger høyere enn andre profiler for alle verdier av alpha, har høyere biodiversitet.



Figur 32. Biodiversiteten av fugl i selve kraftgaten var høyere for smale gater (<50 m) enn for brede gater (>50 m). Figuren er basert på aggregerte data fra fugletakseringer på 16 målestasjoner. Figuren viser Rényi diversitetsprofiler for hvert habitat. Utgangsposisjonen på venstre side av profilene indikerer artsrikdom; profiler som starter høyere opp har høyere artsrikdom. Se også Figur 6 for forklaring av diagrammet. Profiler som ligger høyere enn andre profiler for alle verdier av alpha, har høyere biodiversitet.

SAMMENFATTENDE DISKUSJON

Våre resultater viser at etablering av kraftgatekorridorer fører til betydelige endringer i artssammensetning av plante- og insektsamfunnet. Våre funn viser også at etablering av kraftgater fører til store endringer i det relative antall arter (og individer) innenfor ulike funksjonelle grupper av planter og insekter. Etablering av kraftgater fører til større andel gress, løvfellende busker og lav i felt- og bunnsjiktet, mens mosedekket reduseres. For insekter var det i kraftgatene relativt mer herbivore (planteetende) arter og individer, relativt flere arter og individer av pollinerende insekter, og større andel biller knyttet til død ved.

At artsammensetningen av planter og insekter (biller) var svært forskjellig i kraftgater og skog er ikke overraskende, i og med at habitatene representerer to svært forskjellige suksesjonsstadier i skog. Endringer i habitatet gjør at man får inn andre arter med andre miljøkrav. Dette illustreres godt ved skiftet i den relative andelen av de to vanligste planteartene i feltsjiktet; blåbær og røsslyng. Det var langt større andel blåbær i skogen enn i kraftgatene, mens for røsslyng var det omvendt. Dette er interessant, fordi blåbær regnes for å være en nøkkelart i boreale skogsystemer. En slik markert endring i feltsjiktvegetasjonen vil sannsynligvis forplante seg gjennom de ulike trofiske nivåene i økosystemet (kaskadeeffekter), fra planter, via insekter, til insekteterer og deres predatorer.

Det var ikke like opplagt på forhånd hva effekten av å etablere kraftgater ville være på artsrikdom og biodiversitet. Resultatene viser at det var større artsrikdom og biodiversitet av planter i kraftgatene enn i skogen, med ca. 35 % flere plantearter midt i kraftgatene enn 100 m inne i skogen. Artsrikdommen og diversiteten av biller var også høyere i kraftgater enn i skog, med ca. 35 % flere billearter midt i kraftgaten enn 100 m inne i skogen. Biller er den mest artsrike ordenen innen hele dyreriket. Effekter av habitatendringer på billesamfunnet utgjør derfor en stor komponent av effekten på hele insekt- og dyresamfunnet.

Den største forskjellen mellom kraftgate og skog ble funnet for billemateriale samlet med vindusfeller. Det knytter seg imidlertid en del usikkerhetsmomenter til dette resultatet, fordi habitatutformingen (tresjiktvegetasjonen) kan påvirke fangbarheten av billene. For biller fanget med fallfeller og slaghåv, vil tresjiktet i liten grad påvirke fangbarheten. For vindusfeller, som fanger biller som kommer flygende, er det derimot rimelig å anta at fangbarheten totalt sett vil være lavere i skogen, fordi trærne hindrer fremkommeligheten til biller i spredningsfasen. Dette betyr at selv om våre funn viser at artsrikdom og biodiversitet er høyere i kraftgaten enn i skog, så kan dette delvis skyldes at åpne habitater fungerer som effektive spredningskorridorer, og at en del av billene som fanges i kraftgaten kanskje bare er på "gjennomreise" på vei til et nytt habitat. Det er imidlertid verdt å legge merke til at forekomst av biller fanget med vindusfeller var relatert til mengde død ved registrert nær fellene. Det var mer død ved i kraftgatene enn i skogen, og det er rimelig å anta at dette

skyldes akkumulering av dødt trevirke etter rydding av traseene. Den relative andelen av billefangsten som bestod av vedlevende individer og arter var større i kraftgatene enn i skog. Norge har 706 billearter som er listet som truet eller nær truet på Norsk rødliste for arter (Kålås m.fl. 2010). Av disse rødlistede artene er 129 avhengige av død ved. Hvis man ønsker å gjøre tiltak for å fremme arter som er avhengig av dødt trevirke, bør man la være å fjerne virket etter rydding. Videre er det sannsynlig at det beste vil være å la virket ligge ubearbeidet, fordi dødt trevirke, særlig av grove dimensjoner, ofte er mangelvare i skog med ordinær skogsdrift. Ulike eksperimentelle behandlinger av kraftgater er imidlertid nødvendig for å kunne si noe sikkert om årsakssammenhenger mellom skjøtselsmetoder, død ved og mangfold av vedlevende biller.

Diversitet av planter varierte med bredde på kraftgaten. Det var en negativ sammenheng mellom bredde og biodiversitet for gatebredder opp til 40 m, mens det var en positiv sammenheng for gatebredder i intervallet 50-70 m. Hvis målsettingen er å maksimere diversitet, så tyder våre funn på at det vil være best med traseer som er smalere enn 30 m eller over 60-70m (bredeste gate som vi undersøkte var 73 m). Vi tolker våre funn dit hen at i de smaleste gatene vil flere av planteartene fra skogen fortsatt finne tilfredsstillende miljøforhold, men at flere og flere av skogsartene forvinner ut ved økende bredde. Når man kommer opp i gatebredder over 50 m, har man sannsynligvis skapt et habitat som er såpass forskjellig fra skog at arter med helt andre miljøkrav kommer inn. Dessuten vil stort areal i seg selv øke sjansen for at arter under spredning "treffer" kraftgaten og etablerer seg. Dersom målet er å minimere innvirkningen på det originale habitatet (skog), er det en fordel at gatene er smale. Hvis man derimot vil skape habitat for nye arter med andre miljøkrav, bør man etablere bredere gater. Vi vil gjøre oppfølgende analyser for å finne ut hva slags nye arter som kommer inn i de brede gatene. Det kan vær uønskete opportuniteter og/eller arter som er i tilbakegang fordi deres opprinnelige habitat er i ferd med å forsvinne, slik som en del arter knyttet til kulturlandskapet. For biller fant vi ingen statistisk signifikant sammenheng mellom bredde på kraftgaten og artsrikdom eller biodiversitet, men mesteparten av dataene fra biller stammer fra bare 20 målestasjoner (i motsetning til 51 for planter). Vi kan derfor ikke slå fast med sikkerhet at det ikke er noen sammenheng mellom gatebredde og mangfold av biller. For fugler tyder dataanalysene så langt på at smale gater har større diversitet av fugler enn brede gater.

Vi har ikke klart å påvise noen sammenheng mellom kraftgatens alder (tid siden etablering) og biologisk mangfold av planter eller insekter. Vi fant heller ingen klar effekt av andel skog i det omkringliggende landskapet på biologisk mangfold i kraftgatene.

I tillegg til mengde dødt trevirke (se over), fant vi signifikante sammenhenger mellom andre variable som er relatert til skjøtselstiltak, og biologisk mangfold. Artsrikdom og biodiversitet av planter i feltsjiktet økte med økende trehøyde opp til en maksimal høyde på 6-7 m eller gjennomsnittshøyde på ca. 4 m. På samme måte fikk vi en økning i artsrikdom og

biodiversitet med økende tetthet opptil 1.7-2 trær pr. m². For å optimalisere artsrikdom og biodiversitet av planter i feltsjiktet, ser det ut til å være en god praksis å la det stå igjen 1.7-2 trær pr. m², la høyeste tre innenfor 20 m² flater være 6-7 m, og la gjennomsnittshøyden på trærne være noe lavere. Det vil også fremme fuglediversiteten å la det stå igjen et velutviklet busk- og tresjikt i kraftgatene.

Våre funn viser at etablering av kraftgater medfører betydelige endringer i artsrikdom og biodiversitet. Disse endringene i biologisk mangfold kan moduleres av størrelse (bredde) på gatene og av skjøtselspraksis, særlig gjennom akkumulering av dødt trevirke etter rydding og gjennom skjøtsel av tresjiktet.

En stor del av aktiviteten de første årene har vært knyttet til innsamling og bearbeidelse av datamateriale. Vi er nå i en fase hvor mye av dette skrives opp i rapporter og vitenskapelig artikler. For tiden er fem masterstudenter i arbeid på prosjektet, og de skal levere sine oppgaver før sommeren. Fire av studentene tar oppgaver på sammenhengen mellom biologisk mangfold av biller og habitategenskaper. De tar for seg ulike deler av det innsamlete billematerialet, og gjør mer detaljerte analyser enn det som har blitt presentert i denne rapporten. Én student tar sin masteroppgave på forskjeller i fuglediversitet mellom kraftgater og skogkant, og mellom skogkant og 300 m inne i skog. Han analyserer også hvordan disse forskjellene eventuelt moduleres av habitategenskaper. Vi vil sende et eksemplar av hver masteroppgave til Statnett når studentene har avlagt avsluttende eksamen.

I tillegg til videre studier av diversiteten av planter og dyr i kraftgater og i skog, slik det fremgår av denne rapporten, er vi spesielt interessert i hvordan endringer i plantesamfunnet forplanter seg oppover i økosystemet. For eksempel hvordan diversitet av planter virker inn på diversitet av insekter. Kraftgatenes betydning som kanthabitater og spredningskorridorer er noe vi også vil fokusere spesielt på ved videre bearbeiding av materialet. Vi har nylig lyst ut en UMB-finansiert doktorgradsstilling som vil bli knyttet til dette prosjektet. I og med at kraftgatene er viktig for mange pollinerende insekter, skal stipendiaten som ansettes studere kraftgater som habitat for pollinatorer (humler, bier, biller). Studiet skal spesielt se på hvordan endringer i plantesamfunn fører til endringer i artssammensetning og diversitet av pollinatorer.

I 2012 skal vi sette i gang langsiktige eksperimenter der vi vil manipulere habitatet på en måte som etterlikner forskjellige skjøtselsregimer. Ulike behandlinger (mtp hyppighet og type rydding) vil påvirke både lystilgang og mengden av biomasse (død ved) som etterlates på prøveflatene, og vi vil undersøke de økologiske effektene av de ulike behandlingstypene på både plante- og insektsamfunnet.

LITTERATUR

- Bjørndal, I., Bjørkelo, K. (2006) AR5 klassifikasjonssystem. Klassifikasjon av arealressurser. Håndbok fra Skog og landskap – 07/2006. Skog og landskap, Ås. 25 s.
- Bolker BM, Brooks ME, Clark CJ, Geange SW, Poulsen JR, Stevens MHH, White J-SS (2008) Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends Ecol Evol* 24: 127-135
- Borcard, D., Gillet, F., Legendre, P. (2011). *Numerical Ecology with R*. Springer, New York
- Dornelas, M., Soykan, C. U., Ugland, K. I. (2011). *Biodiversity and disturbance*. I: Magurran, A. E., McGill, B. J. (2011). *Biological diversity: Frontiers in measurement and assessment*. Oxford, Oxford University Press. 345 sider
- Kindt, R., Coe, R. (2005) *Tree Diversity Analysis. A Manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies*. Nairobi, World Agroforestry Centre (ICRAF). 207 sider
- Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S., Skjelseth, S. (red.). 2010. *Norsk rødliste for arter 2010*. Artsdatabanken, Norge
- Magurran, A. E., McGill, B. J. (2011). *Biological diversity: Frontiers in measurement and assessment*. Oxford, Oxford University Press. 345 sider
- Ormsby T, Napoleon E, Bruke R, Groessl C, Feaster L (2001). *Getting to know ArcGIS desktop: Basic of ArcView, ArcEditor and ArcInfo*. California. 541 pp
- R Development Core Team (2011). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>