Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

Masteroppgave 2020 30 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Biller i Østmarka. Hvordan vernestatus, mengde død ved og skogens åpenhet påvirker billesamfunnet

Christine Reenskaug

Naturforvaltning

Forord

Jeg vil gjerne takke veilederne mine, Anne Sverdrup-Thygeson, Tone Birkemoe og Lisa Fagerli Lunde for gode råd og uvurderlig veiledning underveis, og Sindre Ligaard for artsbestemmelse av billene jeg samlet. Jeg vil også takke Lina Westermann, Mikaela Olsen, Anne-Marie Austad og Bendik Ferkingstad for gode tilbakemeldinger på oppgaven, samt Vibeke Reenskaug og Aase Weydahl-Ottesen som har gitt meg gode språklige råd. Feltarbeidet til studien har gitt mange fine naturopplevelser, og jeg er takknemlig for at jeg har fått dele dem med Marius Rødland, Mikaela Olsen, Lina Westermann og Karoline Thygesen.

1. Sammendrag

Insekter utgjør en stor andel av de vedlevende artene i skogen, og i Skandinavia finnes det rundt 1250 billearter knyttet til død ved. Det er mange nisjer i død ved, og vi finner ofte flere vedlevende billearter der det er stor diversitet av død ved. I produksjonsskoger er det som regel mindre død ved enn i naturskoger, som kan ha opptil fem ganger så høy andel av død ved. Mindre volum og diversitet av død ved er en trussel for de vedlevende billene.

Gjennom denne oppgaven har jeg forsøkt å finne ut om mengde og diversitet av død ved er de viktigste faktorene for biller (*Coleoptera*) knyttet til død ved i Østmarka utenfor Oslo. Dette ble undersøkt ved å se på områder i og utenfor naturreservater i skogen. Det ble satt ut to vindusfeller og en malaisefelle på totalt 11 lokaliteter, hvorav seks lå i naturreservater og fem lå i produksjonsskoger utenfor reservatene. Lokalitetene var dominert av gran (*Picea abies*) og inneholdt flere levende rødrandkjuker (*Fomitopsis pinicola*). Fellene hang ute i juni, juli og august 2019, og ble tømt en gang i måneden.

Det var ingen signifikant forskjell i billefaunaen i og utenfor reservatene, til tross for at det var et større volum og mer variert død ved inne i reservatene. Jeg fant flere billearter og billeindivider der skogen rundt fellene var åpen. Det var flere vedlevende billearter der det var mer død ved, og flere individer av vedlevende biller utenfor reservatene. Åpenhet var likevel den viktigste faktoren.

Åpenheten er korrelert med mengde sollys som kommer ned til skogbunnen og til den liggende døde veden i skogen. Flere andre studier har fastslått viktigheten av åpenhet for billefaunaer i ulike skoger. Mitt studie tyder på at åpenhet må inkluderes i framtidig vern av skog med tanke på billefaunaen.

Innhold

Forord 1
1. Sammendrag 2
2. Introduksjon 4
3. Metode 6
3.1 Studieområde 6
3.2 Felleoppsett 6
3.3 Registreringer 8
3.4 Statistiske analyser 8
4. Resultater 10
5. Diskusjon 15
6. Referanser 18
7. Vedlegg 22

2. Introduksjon

Skogen er et variert miljø med mange ulike mikrohabitater, noe som gir grunnlag for en høy biodiversitet. Det er estimert at det finnes rundt 30 000 insektarter i europeisk skog (Kraus & Krumm, 2013). Insekter fyller flere nisjer i skogen og kan leve på og i levende trær, i vegetasjonen, på bakken eller i død ved. Død ved er et viktig habitat, og bare i Norge finnes det rundt 6000 arter som er knyttet til død ved (Larsson & Hylen, 2007). Artene som enten hele eller i deler av livet er avhengige av død ved, kalles vedlevende arter (Speight, 1989).

I Skandinavia finnes det minst 1250 vedlevende biller (Stokland et al., 2004; Stokland et al., 2015), og de har store variasjoner i habitatkrav. I en oversiktsstudie fant Müller og Butler (2010) en positiv korrelasjon mellom volum og diversitet av død ved og mangfold av vedlevende arter. Diversitet av død ved innebærer at den døde veden består av flere treslag i ulike nedbrytningsgrader og størrelser, og at man har både stående og liggende død ved. I tillegg til variasjonen vil også volumet (Lassauce et al., 2011) og kontinuiteten (Schiegg, 2000) av død ved indikere hvilke vedlevende biller man kan forvente å finne i et område (Brin et al., 2009; Similä et al., 2003; Stokland et al., 2015). Hvilke faktorer som er mest avgjørende, vil variere (Bouget et al., 2013; Sverdrup-Thygeson et al., 2014b).

Dødt trevirke blir brutt ned av flere organismer, hvorav sopp er den viktigste (Stokland et al., 2015). Sopp kan lage nye nisjer for insektene, og sopp og insekter kan samhandle på flere ulike måter. Noen biller besøker døde eller levende kjuker (Hågvar & Steen, 2013; Jonsell et al., 2001) og sopp kan være mat og/eller beskyttelse for insektene. Både larver og voksne insekter kan spise kjuker (Birkemoe et al., 2018), og man finner biller på flere vedlevende sopper (Stokland et al., 2015), deriblant rødrand-kjuke (*Fomitopsis pinicola*) og knuskkjuke (*Fomes fomentarius*) (Hågvar & Steen, 2013; Jonsell & Nordlander, 1995). Biller kan også oppsøke kjuker for å finne egnet død ved eller byttedyr, og ikke for kjuken i seg selv (Stokland et al., 2015).

I naturskoger, der det er lite eller ubetydelig menneskelig påvirkning, er volumet av død ved høyere enn i produksjonsskoger der trær tas ut som tømmer (Jonsson et al., 2005; Larsson & Hylen, 2007; Lombardi et al., 2008; Siitonen, 2001). En studie fra Fennoskandia har vist at mengden død ved i en produksjonsskog kan være under ti prosent av mengden man finner i en tilsvarende naturskog (Siitonen, 2001). Samme studie fant også i gjennomsnitt femti prosent flere arter i naturskog enn i produksjonsskog (Siitonen, 2001), og det er også dokumentert at biomassen av insekter går ned der mengde død ved går ned (Riffel et al., 2011). I Norge har Naturindeksen fra 2015 vist at skog med menneskelig påvirkning er i dårligere biologisk tilstand enn skog der trær får vokse og dø naturlig (Miljødirektoratet, 2019a). Den største trusselen mot skoglevende biller på rødlista er hogst (Ødegaard et al., 2015). Det er rundt 11 m^3 død ved per hektar i produksjonsskog i Norge, noe som tilsvarer rundt 10 % av de stående trærne. I en gammelskog kan andelen død ved være opp mot fem ganger så stor (Storaunet, 2018).

I en produksjonsskog stammer den døde veden ofte fra færre treslag (Dahlberg & Stokland, 2004) enn i en naturskog, noe som gir færre mulige nisjer og dermed mindre mangfold av de vedlevende artene (Bouget et al., 2013). Den romlige fordelingen av død ved i skogen er også viktig (Schiegg, 2000). Ulike billearter har ulik spredningsevne, og dermed ulik grense for hvor langt de kan spre seg fra en ressurs til en annen. Barkbiller (*Scolytinae*) og snutebiller (*Curculionidae*) som lever på død ved og brent trevirke, har god spredningsevne (Rolstad & Gjerde, 2003) og det samme er også funnet for flere billearter som lever på nydød osp (*Populus tremula*) (Sverdrup-Thygeson et al., 2014a). Man antar derimot at flere soppspisende biller har dårlig spredningsevne, kanskje ned mot et par hundre meter (Rolstad & Gjerde, 2003).

Naturskoger kan ha en annen sammensetning av den døde veden enn det produksjonsskoger har (Lombardi et al., 2008). I tillegg blir den døde veden tilført jevnlig, og ikke bare i bolker som ved hogst og tynning (Stokland et al., 2015). Produksjonsskogene kan derfor anses som et mer fragmentert landskap, noe billene som er habitatgeneralister, generelt sett takler bedre enn spesialistene (Shiegg, 2000). Mange vedlevende arter er habitatspesialister med preferanser for både treslag og vedens størrelse og nedbrytningsgrad (Larsson & Hylen, 2007). Det er spesielt stokker med stor diameter og middels til høy nedbrytningsgrad som mange vedlevende arter foretrekker (Siitonen, 2001).

Selv om mange biller foretrekker god og kontinuerlig tilgang på død ved, foretrekker også mange billearter i Sverige (Jonsell et al., 1998) og Norge (Sverdrup-Thygeson & Ims, 2002) skoger som er så åpne at veden blir eksponert for sol. Biller er eksoterme dyr som er mer aktive og har en raskere utvikling ved høye temperaturer (Hågvar, 2014).

Den norske regjeringen ønsker å ta vare på naturmangfoldet og har derfor som mål å verne 10 % av skogen i Norge (Miljødepartementet., 2019; Miljødirektoratet, 2019b). Som en følge av dette har Miljøverndepartementet opprettet to naturreservater i Østmarka: Østmarka naturreservat på 18 000 dekar, som ble opprettet i 1990 (Henriksen, 2020) og utvidet i 2002, og Ramstadslottet naturreservat, som ble opprettet i 2001 og er på 2 100 dekar. I reservatene er det forbud mot hogst samt å fjerne planter og plantedeler. Dette inkluderer skade og ødeleggelse av både levende og døde trær (Forskrift om Ramstadslottet naturreservat, 2001; Forskrift om Østmarka naturreservat, 2002).

Er dagens reservater gode nok til å ta vare på billefaunaen i Østmarka? For en vellykket og målrettet forvaltning er vi nødt til å vite om reservater virkelig er med på å bevare naturen og dens mangfold, og vi må derfor kartlegge hvilke kvaliteter som er viktige for bevaring av arter i reservatene. Insektenes korte livssyklus, høye antall og spesifikke habitatvalg gjør dem til gode miljøindikatorer, noe som kan indikere om forvaltningen klarer å ta vare på vedavhengige arter (Kraus & Krumm, 2013).

I denne oppgaven vil jeg undersøke billefaunaen i og utenfor naturreservatene i Østmarka. Jeg vil knytte dette opp mot målinger av død ved (volum og variasjon), kjuker og åpenhet i områdene. Død ved og kjuker har vist seg å være viktig for vedlevende biller i Østmarka (Økland et al., 1996). Mine prediksjoner er at:

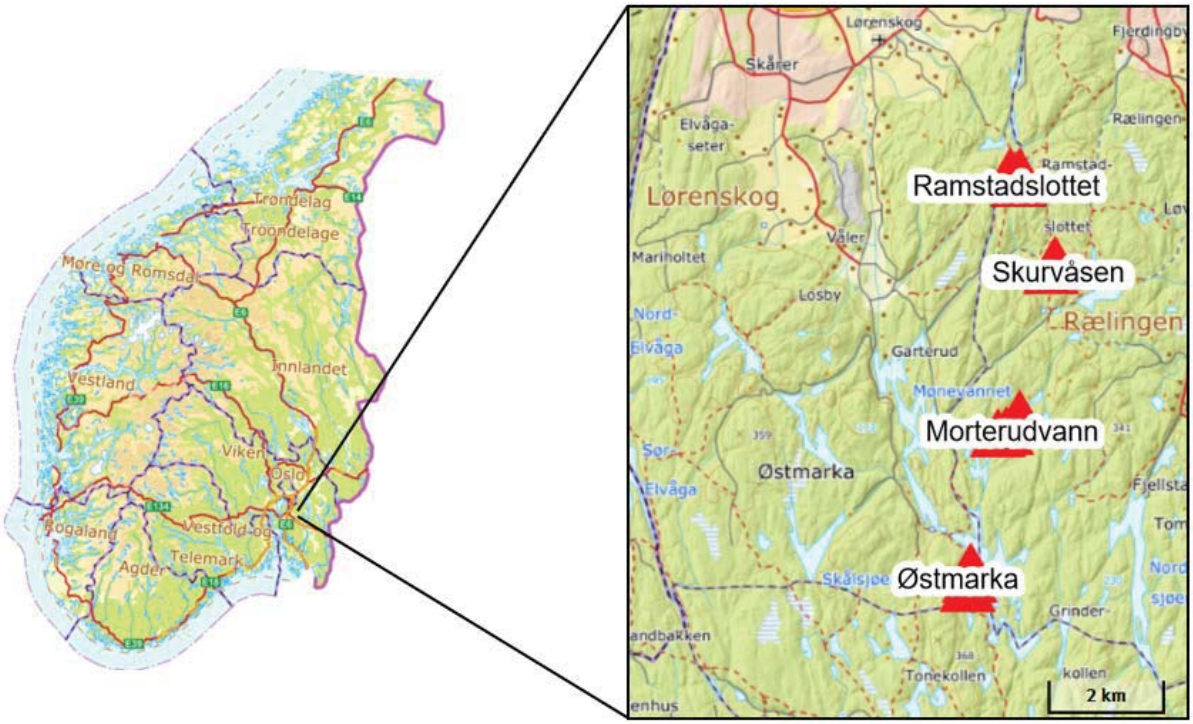
1. Mengde og diversitet av død ved er den viktigste prediktoren for vedlevende biller i et område.
2. Det finnes mer død ved inne i reservatene enn utenfor, og jeg vil derfor finne flere vedlevende biller inne reservatene.

3. Metode

3.1 Studieområde

Studiet ble utført i Østmarka i Viken fylke. I dette skoglandskapet finner vi to naturreservater, Østmarka og Ramstadslottet (Forskrift om Ramstadslottet naturreservat, 2001; Forskrift om Østmarka naturreservat, 2002). Studiet bestod totalt av fire områder. To av områdene lå i hvert sitt naturreservat, mens de to andre lå utenfor reservatene i produksjonsskog, på Skurvåsen og ved Morterudvann (se figur 1). Områdene som ble valgt ut var dominert av gran *(Picea abies)* i aldersklasse 41–120 år (Fines et al., 2018).

Skurvåsen bestod av to lokaliteter med feller, mens de resterende bestod av tre lokaliteter hver (se figur 1 nedenfor samt figur V.1 og tabell V.1 i vedlegget). Grunnen til at Skurvåsen bare hadde to var at jeg ikke fant en tredje lokalitet som oppfylte kriteriene. Kriteriene var minst tre levende rødrandkjuker innen en radius på ti meter, dette var sentralt for et parallelt studie av insekt–soppinteraksjoner. Skogen skulle være grandominert og mest mulig lik i skogstruktur, treslagssammensetning og åpenhet. Lokalitetene lå minst 100 meter unna hverandre, og skulle så langt det var mulig ligge unna stier og områder der mennesker vanligvis ferdes.



Figur 1: Kart over lokaliteter i Østmarka. Kartene er hentet fra Norgeskart/Kartverket.

3.2 Felleoppsett

På hver lokalitet ble det satt opp tre feller. Én av fellene var en malaisefelle, der insektnetting leder flygende insekter mot toppen av fellen og ned i en oppsamlingsflaske. Oppsamlingsflasken inneholdt

litt væske som bestod av 70 % propylenglykol og 30 % vann, pluss en dråpe såpe for å bryte vann-hinnen. Malaisefellen ble plassert langs en nord–sør-akse hvor oppsamlingsflasken vendte mot sør.

De to andre fellene var vindusfeller med to gjennomsiktige pleksiglass, en trakt og en oppsamlings-flaske som nevnt over. Flygende insekter vil kollidere i pleksiglasset og falle ned i oppsamlingsflasken. På toppen av oppsamlingsflasken var det små hull slik at regnvann kunne renne ut uten at insektene falt ut. Vindusfellene ble hengt fritt 1,5 meter over terrenget for at de skulle bli sammenlignbare. Det er vist at fangsten i vindusfeller er sterkt påvirket av de nære omgivelsene rundt fellene (Sverdrup-Thygeson & Birkemoe, 2009). Jeg brukte begge felletypene fordi jeg ville dekke spekteret av biller best mulig. Selv om en del arter kan bli fanget i begge fellene, vil vindusfeller og malaisefeller som regel ha variasjon i artssammensetning (Hosking, 1979). Vindusfeller er standard metode for å fange vedlevende biller, og fanger store arter godt, mens malaisefeller ofte vil fange flere av de små insektene som kryper og flyr nær bakken (Halbritter et al., 2019; Knuff et al., 2019).

Figur 2: Bilde fra RAM2 i Ramstadslottet naturreservat. En av vindusfellene henger til venstre, og til bak til høyre er malaisefellen. Fotograf: Tone Birkemoe.

Fellene ble hengt opp i slutten av mai 2019, og tømt hver fjerde uke, fram til slutten av august. Billene ble sortert ut og oppbevart i fryser til de ble artsbestemt av billeekspert Sindre Ligaard. Billene ble så klassifisert til vedlevende ved bruk av den svenske Artsdatabanken og Dahlberg & Stokland (2004) og til soppspisende ved bruk av Seibold et al. (2015)

3.3 Registreringer

Jeg registrerte død ved og antall rødrand- og knuskkjuker innenfor en flate på 25 x 25 meter rundt fellene. Åpenhet ble målt som grunnflatesum med relaskop fra flatesentrum. Relaskopet hadde åpning på en cm, og snoren var på 50 cm. Antall telte trær tilsvarer grunnflatesummen.

Kjukene ble sortert i fem størrelsesklasser. Klasse 1 var opptil fem cm brede kjuker. Klasse 2 gikk fra seks til ti cm, klasse 3 fra 11 til 15 cm, klasse 4 fra 16 til 20 cm, og klasse 5 inkluderte alt som var bredere enn 20 cm. Det ble også kartlagt om kjukene satt på liggende eller stående trær, hvilket treslag de satt på, og om kjukene var over eller under feltsjiktet i området. Det var kun levende kjuker som ble registrert, fordi jeg ønsket å se om tilgangen på soppsporer som næring kunne forklare mønstre i billesamfunnet.

All død ved som hadde en diameter på over ti cm og lengde på over én meter, ble registrert. Der stokken gikk utenfor flaten, stoppet målingen ved kvadratets kant. Diameter ble målt i treets brysthøyde; 1,3 meter, eller det som tilsvarte brysthøyde på liggende trær. Volumet av død ved ble regnet ut basert på formelen for en kjegle for å ta hensyn til treets avsmalning mot toppen: $\frac{\pi * h * r^2}{3}$ der *h*= høyde og *r*= radius av stammen ved treets brysthøyde. For å bedømme nedbrytningsgraden til veden, ble det brukt samme kriterier som i Høiland og Bendiksen (1996) (tabell 1).

Tabell 1: Oversikt over kriteriene til de ulike nedbrytningsgradene av død ved.

Nedbrytningsgrad	Kriterier
1	Hard ved med intakt bark. Større og mindre greiner er intakte.
2	Hard ved. Barken begynner å brytes opp. Mindre greiner begynner å knekke av.
3	Veden er myk inntil 3 cm inn i stammen. Noe bark er mistet, og det er sjeldent med mindre greiner.
4	Veden er myk lengere enn 3 cm inn i stammen. Litt bark. Større greiner begynner å knekke av.
5	Veden er myk gjennom hele stammen. Litt eller ingen bark. Få eller ingen greiner.

Om en stokk bestod av flere nedbrytningsklasser, ble den kategorisert i den klassen som dominerte. Der to klasser var like mye til stede, ble høyeste klasse valgt.

For å kunne si noe om hvor mange nisjer som var til stede i den døde veden, regnet jeg ut en variasjon av dødvedenheter per lokalitet. Treslag, diameterklasse og kvalitet (stående eller liggende død ved) ble registrert for hver stokk, i tillegg til nedbrytningsklasse. Diameterklassene ble kategorisert som følger: fra 10–19 cm, 20–29 cm, 30–39 cm og 40–49 cm. Kvalitet innebar om det var stående eller liggende død ved. Variasjonen i den døde veden ble vurdert som antall ulike kombinasjoner av de ulike kategoriene for hver lokalitet.

3.4 Statistiske analyser

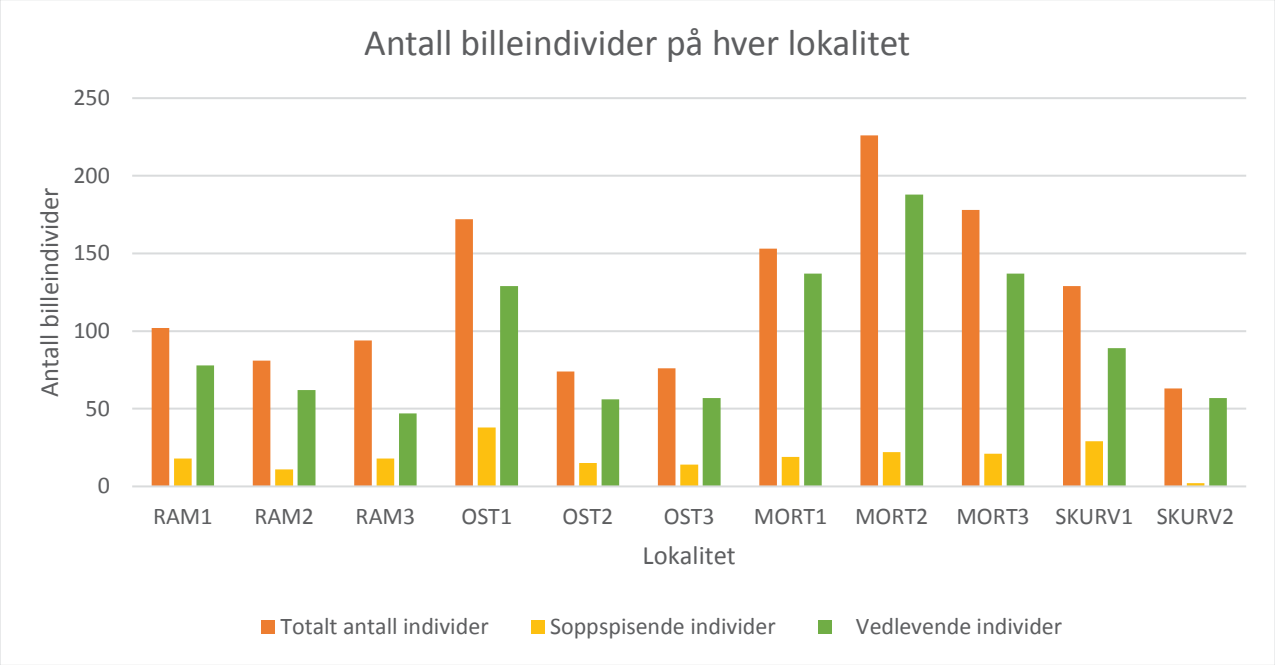
Alle statistiske analyser og figurer ble generert i R studio, versjon 3.5.2. Forklaringsvariabler som var forventet å kunne ha en korrelasjon ble testet mot hverandre med Pearsons korrelasjonskoeffisient (Pearson, 1895).

Jeg brukte lineær regresjon for å forklare variasjonen av antall individer og arter av biller med ulike miljøvariabler. Jeg brukte forlengs modellseleksjon med AIC (Akaike, 1973) som kriteria for å finne modellen som forklarte billefaunaen best. Forklaringsvariablene som jeg testet, var volum død ved, antall kjuker, grunnflatesum og naturreservat. Jeg startet med nullmodellen og bygde gradvis opp mer komplekse modeller. Modellen med lavest AIC-verdi var den som relativt sett (i forhold til de andre modellene) forklarte mest av variansen i billefaunaen, og som dermed var beste forklaringsmodell. Enveis variansanalyse (ANOVA) ble benyttet for å se om vindusfeller og malaisefeller fanget like mange billeindivider og billearter. Signifikansnivået ble satt til 0,05.

4. Resultater

Totalt ble det fanget 1348 billeindivider fordelt på 141 arter. Av disse var seks arter soppspisende, 49 arter vedlevende, og 24 arter både soppspisende og vedlevende. Det ble fanget mellom 63 og 226 billeindivider på hver lokalitet (se figur 3). Malaisefellene fanget signifikant flere biller enn vindusfellene både når det gjaldt arter [F (1,31) = 86,56, p<0,01] og individer [F (1,31) =74,11, p<0,01]. Malaisefellene fanget i gjennomsnitt 29 billearter og 80 individer, mens vindusfellene i gjennomsnitt fanget 12 billearter og 18 individer.

21 % av billene i malaisefellene var *Malthodes brevicollis*, (familie småbløtvinger) og 15 % var *Athous subfuscus* (familie tannsmeller). I vindusfellene ble det fanget mest av *Anaspis rufilabris* (familie blomsterbiller – 23 %) og *A. subfusfus* (12 %). Det ble fanget fire rødlistede billearter, med ett individ av hver art. *Hallomenus axillaris* og *Cacotemnus thomsoni* i henholdsvis en vindusfelle og en malaisefelle på Morterudvann, *Mycetophagus fulvicollis* i malaisefelle i Østmarka naturreservat, og *Hylis cariniceps* i vindusfelle på Skurvåsen. Alle er oppført som nær truet på den norske rødlista fra 2015 (Artsdatabanken, 2020).



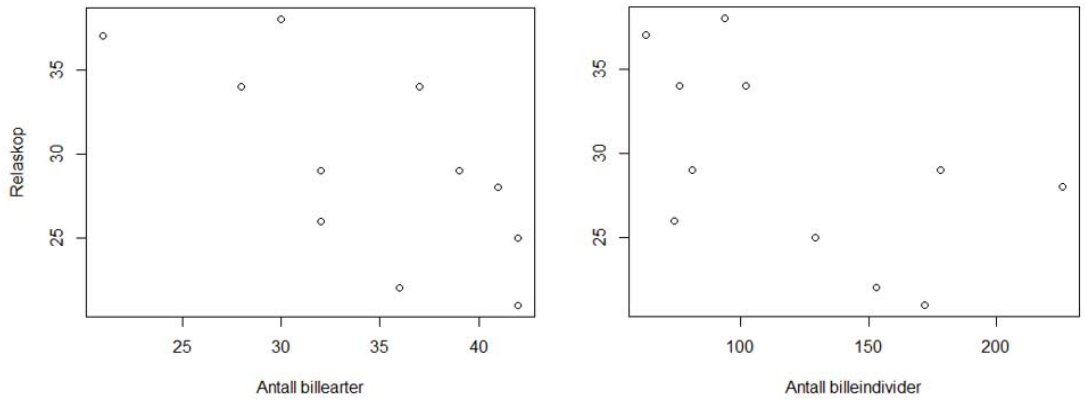
Figur 3: Oversikt over antall biller fanget med vindus- og malaisefeller på ulike lokalitetene i Østmarka fra 30. mai til 31. august 2019. RAM (Ramstadslottet) og OST (Østmarka) ligger i hvert sitt naturreservat, MORT (Morterudvann) og SKURV (Skurvåsen) ligger i produksjonsskog utenfor reservatene.

Det var en sterk positiv korrelasjon mellom antall dødvedenheter (liggende og stående) og volum av død ved (R^2=0,84, p<0,01), samt mellom antall kjuker totalt og antall rødrandkjuker (R^2=0,79, p<0,01). I analysene valgte jeg å bruke totalt antall kjuker og volum død ved som forklaringsvariabler. Dette var fordi nesten alle kjukene var rødrandkjuker, og fordi volum av død ved er en mer brukt variabel i forskningen enn antall enheter død ved.

I motsetning til hovedprediksjonen min om at død ved ville være den viktigste faktoren for antall billearter og billeindivider, var ikke denne miljøvariabelen signifikant. Den ble likevel med i den optimale modellen for vedlevende arter (tabell 2).

Lokalitetene hadde en grunnflatesum fra 21 m^3/ha til 38 m^3/ha (se tabell V.2). Grunnflatesummen korrelerte med antall billearter [F(1,9)=8,67, p=0,02] og -individer [F(1,9)=3,75, p>0,01] (figur 4).

Åpenhet, målt som grunnflatesum, ga den beste forklaringen på variasjon i antall billeindivider og billearter. For alle billegruppene ga en mer åpen skog flere individer og arter. Dette var tydeligst når det kom til antall individer totalt og antallet vedlevende billeindivider (se tabell 2).



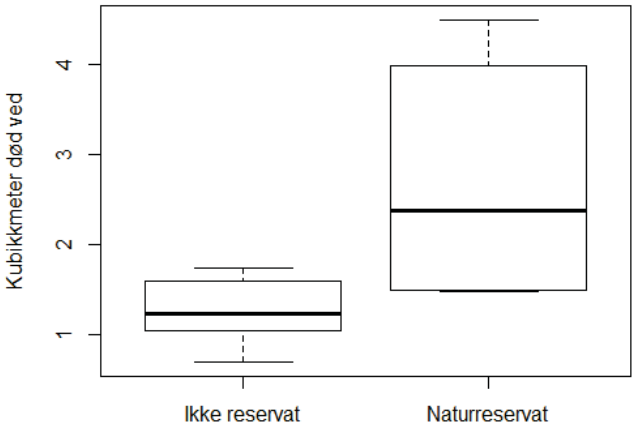
Figur 4: Antall individer og arter av biller fra de 11 lokalitetene i Østmarka i 2019 plottet mot åpenhet representert ved grunnflatesum. Relaskopsummen på y-aksen står for hvor mange trær som ble telt i relaskop på hver flate. Hver sirkel representerer en lokalitet.

Tabell 2: De beste modellene valgt ved forlengs modellseleksjon for de ulike responsvariablene. Signifikante p-verdier er markert i fet skrift.

Responsvariabel	**Forklaringsvariabel**	**Estimat**	**AIC-verdi**	**P-verdi**
Alle arter	Grunnflatesum	-0.8065	70,39006	**<0,05**
Alle individer	Grunnflatesum	-4,995	119,7377	0,0849
Vedlevende arter	Grunnflatesum + volum død ved	-0,7683 1,5045	63,9555	**<0,01** 0,20151
Vedlevende individer	Grunnflatesum + Skogsvernstatus[1]	-3.857 41,873	113,9844	0,0848 0,0892
Soppspisende arter	Grunnflatesum	-0,2909	60,27659	0,1269
Soppspisende individer	Grunnflatesum	-1,0744	78,88351	**<0,05**

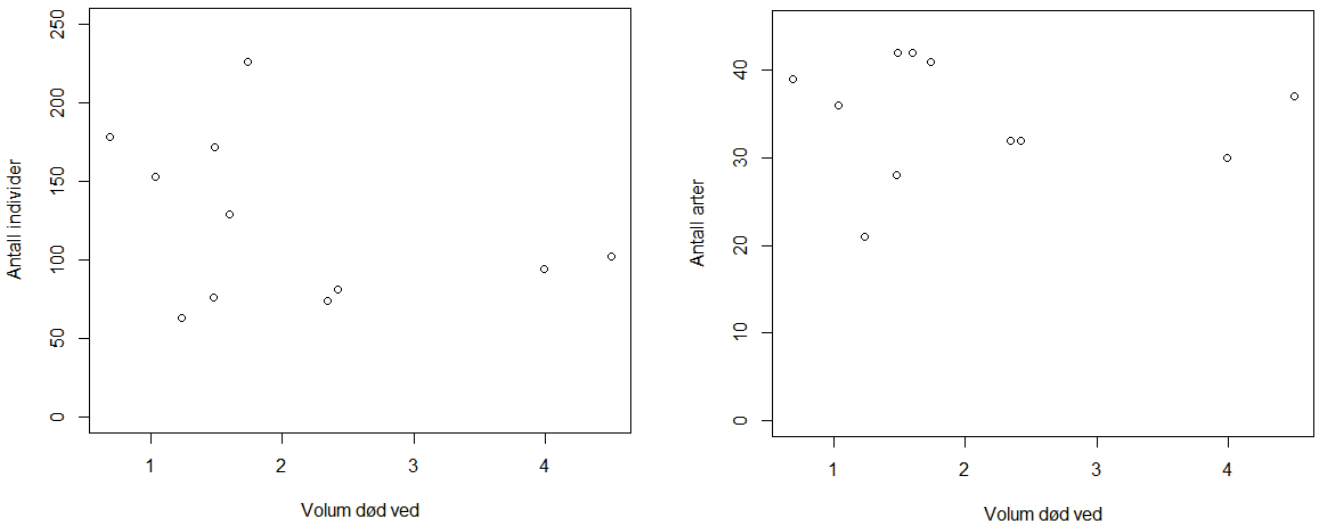
Det var dobbelt så mye volum av død ved i lokalitetene innenfor reservatene (gjennomsnittlig 2,7 m^3) som utenfor (gjennomsnittlig 1,3 m^3) [F (1,9) = 5,812, p<0,05] (se figur 5). Den døde veden hadde nesten like stor grad av variasjon inne i reservatene (gjennomsnittlig 10,67) som utenfor (gjennomsnittlig 9,2). Forskjellen mellom dem var ikke statistisk signifikant [F (1,9) = 0,293, p=0,6].

[1] Estimat er for produksjonsskog sammenlignet med naturreservat. Det var flere biller i produksjonsskogen.



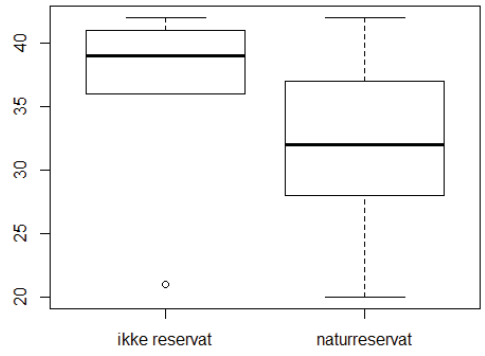
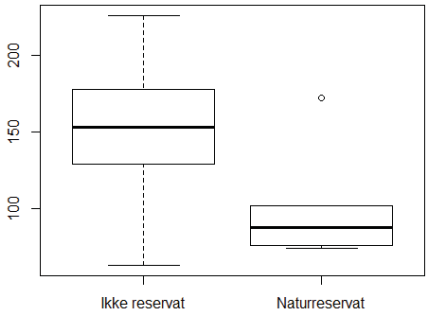
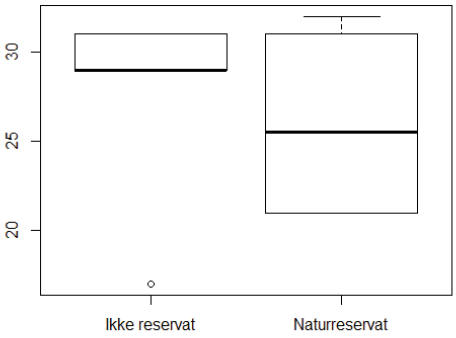
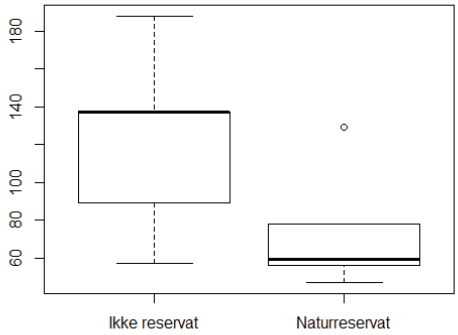
Figur 5: Volum død ved målt i kubikkmeter i og utenfor naturreservatene i Østmarka. Mengden er oppgitt i kubikkmeter død ved per hektar. Medianen er markert med fet linje. Boksene viser øvre og nedre kvartiler. De ytterste strekene viser 25. og 75. percentilene.

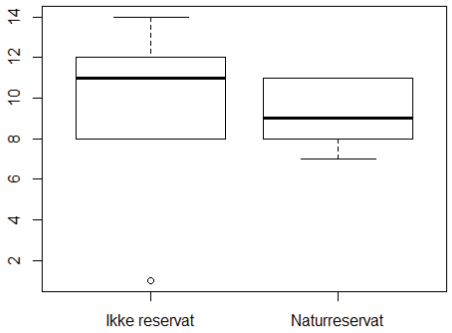
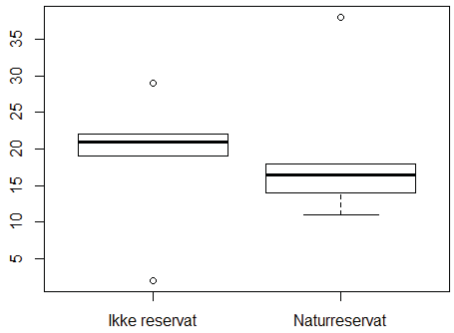
Totalt ble det fanget 8 % færre arter og 33 % færre individer i reservatene. Det ble fanget 2,2 % flere soppspisende biller i reservatene, mens det ble fanget færre soppspisende billearter, vedlevende arter og individer (se tabell 3). Det var ingen tydelig sammenheng mellom volum død ved og antall biller eller billearter totalt (se figur 6).



Figur 6: Antall individer og arter av biller fra de 11 lokalitetene i Østmarka i 2019 med hensyn til hvor mye død ved det var på lokalitetene. Hver sirkel representerer en lokalitet.

Tabell 3: Individer og arter av biller fanget i og utenfor reservatene i Østmarka i 2019. Medianen er markert med fet linje. Boksene viser øvre og nedre kvartiler. De ytterste strekene viser 25. og 75. percentilene, mens uteliggere er markert som sirkler. Antall billeindivider eller billearter vises på y-aksen, mens x-aksen viser om billene er fanget i naturreservat eller produksjonsskog. F-verdi og P-verdier er fra enveis variansanalyse.

	Arter	Individer
Totalt	 F= 0,305 P-verdi= 0,594	 F= 2,867 P-verdi= 0,125
Vedlevende	 F= 0,192 P-verdi= 0,672	 F= 4,217 P-verdi= 0,0702

Soppspisende	 F= 0 P-verdi= 0,988	 F= 0,005 P-verdi= 0,948

5. Diskusjon

Åpenhet, og ikke mengde eller diversitet av død ved, var viktigste forklaringsvariabel for individer og arter av biller i Østmarka. Betydningen av åpenhet var så stor at selv om det var mer død ved i reservatene enn utenfor, ble det ikke funnet flere biller der. Prediksjonene mine viste seg derfor å ikke stemme.

Åpenhet i skog kan dannes på flere måter. Skogen kan ha blitt utsatt for hendelser som skaper åpenhet i stor skala, slik som stormfelling, skogbrann, eller et større barkbilleangrep. På en liten skala, slik som i min studie, får man mer åpenhet av at et enkelt tre faller. I produksjonsskoger er tettheten ofte et resultat av hvor mye og hvor ofte det tynnes, og det er derfor i stor grad menneskebestemt. Likevel kan trær gå over ende av sykdom, vind eller andre årsaker i produksjonsskoger også. Tettheten i skogen er direkte knyttet til soleksponering og temperatur.

Soleksponering er viktig for mange billearter i flere ulike skogstyper, og resultatene fra denne studien samsvarer derfor med en rekke andre forsøk. For eksempel er soleksponering en viktig faktor for billefaunaen knyttet til osp i Norge (Sverdrup-Thygeson & Ims, 2002) og i hule eiker (*Quercus*) i Europa (Ranius & Jansson, 2000). I Tsjekkia fant en studie at soleksponering var viktig for smellere (*Elateridae*) i skogen (Horák & Rébl, 2013), og da Jonsell et al (1998) undersøkte vedlevende insekter i Sverige, fant de at 59 % av artene levde på soleksponerte substrater.

I likhet med min studie fant også Brunet & Isacsson (2009) at soleksponering var en viktig faktor for biller knyttet til bjørk (*Betula*) i Sverige, mens det var liten forskjell mellom antall arter og antall individer av vedlevende biller i produksjonsskog og vernet skog. Vern i seg selv er en teoretisk konstruksjon som ikke nødvendigvis sier så mye om selve skogen. Det er store variasjoner i de økologiske kvalitetene til ulike produksjonsskoger og ulike vernede skoger. For en best mulig sammenligning mellom produksjonsskog og vernet skog, bør faktorer som åpenhet være likest mulig.

Det var uventet at de soppspisende billene jeg fant, ikke ble mer påvirket av antall kjuker i området. Både antall arter og antall individer soppspisende biller ble best forklart av grunnflatesummen alene. En studie fra Sverige undersøkte insektfaunaen i rødrandkjuke og knuskkjuke, og fant flere biller i døde kjuker enn i levende kjuker (Jonsell et al., 2001). I min studie så jeg kun på levende kjuker fordi jeg ville se om de proteinrike sporene fra kjukene hadde innvirkning på antall soppspisende biller som fantes i området. Soppspisende biller har varierende diett og levevis. Noen biller lever i døde fruktlegemer, noen spiser sopp i død ved, mens andre oppsøker levende kjuker for å finne sporer (Hanski, 1989; Jonsell et al., 2001). Derfor kan det godt hende at billene jeg fanget, i hovedsak hadde andre soppkilder enn rødrandkjukenes sporer. Av de 30 soppspisende artene som ble funnet i min studie, var det bare seks som ikke også var vedlevende.

Da Hågvar (1999) undersøkte rødrandkjuker og knuskkjuker i Østmarka naturreservat i 1993 og 1994, fant han 61 billearter på kjukene, hvorav 56 var vedlevende. I min studie fant jeg igjen totalt 8 av de 61 billeartene. I likhet med meg så han på levende knuskkjuker og rødrandkjuker, men likevel er det lite overlapp i billearter som ble funnet. Hågvar plukket billene direkte av kjukene, mens jeg hengte opp vindusfeller i nærheten av levende rødrandkjuker. Flere soppspisende biller har dårlig sprednings-evne (Rolstad & Gjerde, 2003), og kanskje flyr disse billene så sjeldent at det vil være vanskelig å fange dem i vindus- eller malaisefeller.

En annen studie fra Østmarka fant at variabler knyttet til død ved og kjuker ga de beste forklaringene på den vedlevende billefaunaen (Økland et al., 1996). Spesielt ble de soppspisende og vedlevende billene positivt påvirket av død ved og kjuker. Dette motstrider mine funn, men Økland et al. så på

effekten i ulike skalaer i landskapet, liten (1600 m^2), middels (1 km^2) og stor (4 km^2), der det var størst effekt i middels og stor skala. Jeg så på kjuker og død ved i et område på 625 m^2, noe som var mindre enn Økland et al.s minste enhet. Et så lite område er kanskje for lite til å fange opp en trend knyttet til død ved, da effektene ofte blir større på større skalaer (Sverdrup-Thygeson et al., 2014b).

Selv om et av kriteriene for utvelgelse av lokaliteter var lik åpenhet, var dette forklarende for billefaunaen i denne studien. Det kan hende at jeg ikke fikk de resultatene jeg forventet å få fordi jeg ikke lyktes i å velge områder med like åpen skog. For bedre å kunne undersøke hvor mye reservater har å si for billefaunaen, bør lokaliteter velges ut etter enda strengere kriterier, der også relaskopsummen telles før utvelgelsen. Studiet mitt var derfor mindre egnet til å se på forskjellen mellom naturreservatene og produksjonsskogen enn det som var målet.

Dette kan best eksemplifiseres ved å se på områdene i studien som ikke tilhørte noe reservat. Lokalitetene ved Morterudvann lå i kupert terreng og skråninger. Utilgjengeligheten gjorde at de bar preg av naturskog, og i tillegg lå de rundt 500 meter unna grensen til Østmarka naturreservat. Skurvåsen var ganske annerledes, med to lokaliteter som var lett tilgjengelige og delvis synlige fra nærmeste sti. Selv om jeg i utgangspunktet prøvde å velge disse områdene på bakgrunn av like kriterier, viste det seg at Skurvåsen var et mye mer åpent område enn Morterudvann.

Studien gikk over én feltsesong og omfattet til sammen 11 lokaliteter. Dette er få datapunkter, og det at områdene i produksjonsskogene var så ulike i åpenhet, kan virke uheldig. Det er også vanskeligere å fange opp trender ved kun å gjennomføre én feltsesong. Med et så lite utvalg kan det også tenkes at jeg ikke har klart å fange de mer kravstore artene.

Jeg fant ingen store forskjeller på billefaunaen mellom områdene i naturreservat og i produksjonsskog i Østmarka. Studier som er gjort på vedlevende biller, har gitt til tider motstridende resultater når det kommer til om man finner flest vedlevende billearter i naturskog eller produksjonsskog (Davies et al., 2008; Paillet et al., 2010), og her er det antagelig mange faktorer som spiller inn. Det er likevel bred faglig enighet om at mer død ved vil gi større mangfold av biller (Lassauce et al., 2011; Müller & Bütler, 2010).

I min studie var grunnflatesum likevel viktigere enn volumet av død ved. Ulike billearter vil uansett ha ulike habitatskrav. Mens noen arter er generalister og kan finnes i hele gradienten fra produksjonsskog til naturskog, vil andre ha snevrere krav. Selv om noen skogstyper vil inneholde flere arter enn andre, er det likevel viktig å ikke utelukkende se på antall arter, men også artssammensetningen. Artssammensetningen kan variere mye mellom ulike skogstyper. Målet i forvaltningen bør være å ta vare på alle arter, og ikke bare ta vare på den naturtypen som inneholder flest arter.

Hogstformer som plukk- og dimensjonshogst opprettholder skogstrukturen og åpenheten i bedre grad enn flatehogst, som er den mest brukte hogstformen i Norge i dag (Framstad & Storaunet, 2015). Skogbruket kan likevel treffe flere tiltak for å ta hensyn til artene som lever i åpen skog. I PEFC-sertifisert tømmeruttak i en grandominert skog skal en bruke lukket hogst der forholdene ligger til rette for det (PEFC Norge, 2016), og på den måten bevare skogstrukturen i den grad det er mulig. Ved skogbranner skal skogeier la et område på minst fem dekar stå uberørt i ti år for å ta hensyn til brannavhengige arter (PEFC Norge, 2016). Brente trær kan ofte bli stående i lang tid etter brannen (Stokland et al., 2015). Slike trær er soleksponerte da flere trær rundt, og også trekroner i nærheten, har brent bort.

Brann gir flere økologiske gevinster enn åpenhet (Zackrisson, 1977), og i Sverige startes kontrollerte skogbranner (Hardeng & Krohn, 2007; Hjermann, 2019). Dette gjøres ikke i Norge i dag. Selv om de positive økologiske effektene blir stadig bedre kjent, prioriteres det i høy grad å unngå brannskade på

bygninger, infrastruktur og skog i Norge, og skogbranner blir slukket så fort som mulig (Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap, 2019).

I vernet skog er det ikke like lett å utføre tiltak for en mer åpen skog, da skogen i stor grad skal være uberørt. Men kanskje kan det å ikke gjøre noe være det beste for det biologiske mangfoldet? Hvis det lar seg gjøre å la en skogbrann holde på uten at bebyggelse blir skadet, bør dette vurderes, da skogbranner er naturlig for den boreale barskogen som er habitat for flere branntilpassede arter (Brandrud et al., 2010; Hjermann, 2019)

I en nasjonalpark i Tyskland undersøkte Müller et al. (2008) hvordan insektfaunaen så ut i ulike skogstyper. De fant at vedlevende biller foretrakk åpninger som var et resultat av barkbilleangrep heller enn tett skog eller andre naturlig åpninger som enger. De hevdet også at barkbillen oppfyller kravene til å kunne kalles en nøkkelart i økosystemet. Barkbillen hører naturlig til i norske skoger (Krokene, u.å.), men hensynet til tømmerproduksjon gjør at populasjonen overvåkes, og at billen bekjempes når det synes nødvendig (Økland et al., 2019).

Det er mye å ta hensyn til når man skal bevare mangfoldet i skogen. I denne studien har jeg funnet at det å verne et område i seg selv ikke nødvendigvis er nok for å opprettholde en høy biodiversitet i billefaunaen, men at åpenhet må tas hensyn til også i vernet skog.

6. Referanser

Akaike, H. (1973). Information theory as an extension of the maximum likelihood principle. I: Petrov, B. & Csaki, F. (red.) *2nd International Symposium on Information Theory*, s. 267-281. Budapest, Hungary: Akadémiai Kiadó.

Artsdatabanken. (2020). *Norsk rødliste for arter*. Artsdatabanken.no. Tilgjengelig fra: https://www.artsdatabanken.no/Rodliste (lest 18.04.2020).

Birkemoe, T., Jacobsen, R. M., Sverderup-Thygeson, A. & Biedermann, P. H. W. (2018). Insect-fungus interactions in dead woos systems. I: *Saproxylic insects*, s. 377-427: Springer.

Bouget, C., Larrieu, L., Nusillard, B. & Parmain, G. (2013). In search of the best local habitat drivers for saproxylic beetle diversity in temperate deciduous forests. *Biodiversity and conservation*, 22 (9): 2111-2130.

Brandrud, T. E., Bratli, H. & Sverdrup-Thygeson, A. (2010). Dokumentasjon av sopp, lav og insekter etter Froland-brannen. *Oppdragsrapport fra Skog og landskap*, 6: 2010.

Brin, A., Brustel, H. & Jactel, H. (2009). Species variables or environmental variables as indicators of forest biodiversity: a case study using saproxylic beetles in Maritime pine plantations. *Annals of forest sciense*.

Brunet, J. & Isacsson, G. (2009). Influence of snag characteristics on saproxylic beetle assemblages in a south Swedish beech forest. *Journal of insect conservation*, 13 (5): 515.

Dahlberg, A. & Stokland, J. N. (2004). Vedlevande arters krav på substrat. *Skogsstyrelsen, rapport*, 7: 1-74.

Davies, Z. G., Tyler, C., Stewart, G. B. & Pullin, A. S. (2008). Are current management recommendations for saproxylic invertebrates effective? A systematic review. *Biodiversity and conservation*, 17 (1): 209-234.

Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap. (2019). *Beredskapsanalyse Skogbrann*. Oslo.

Fines, E. Y., Mejlgaard, T. & Hillmann, C. (2018). Sammenfatning og vurdering av eksisterende kunnskap som beslutningsgrunnlag for oppstart av en verneprosess - NASJONALPARK I ØSTMARKA. *Fylkesmannen i Oslo og Akershus, Miljøvernavdelingen, rapport 3/2018. 35 s.*

Forskrift om Ramstadslottet naturreservat. (2001). *Forskrift om verneplan for Oslomarka del I, vedlegg 3, fredning av Ramstadslottet naturreservat, Rælingen og Lørenskog kommuner, Akershus.* Tilgjengelig fra: https://lovdata.no/dokument/LF/forskrift/2001-12-07-1425 (lest 06.01.2020).

Forskrift om Østmarka naturreservat. (2002). *Forskrift om verneplan for barskog i Øst-Norge, vedlegg 34, fredning av Østmarka naturreservat, Rælingen, Lørenskog og Enebakk kommuner, Akershus.* Tilgjengelig fra: https://lovdata.no/dokument/LF/forskrift/2002-12-13-1546 (lest 06.01.2020).

Framstad, E. & Storaunet, K. O. (2015). Skog. *Naturindeks for Norge 2015. Tilstand og utvikling av biologisk mangfold*.

Halbritter, A. H., Boeck, H. J. D., Eycott, A. E., Reinsch, S., Robinson, D. A., Vicca, S., Berauer, B., Christiansen, C. T., Estiarte, M., Grünzweig, J. M., et al. (2019). The handbook for standardized field and laboratory measurements in terrestrial climate change experiments and observational studies (ClimEx). *Methods in Ecology and Evolution*.

Tilgjengelig fra: https://www.readcube.com/articles/supplement?doi=10.1111%2F2041-210X.13331&index=3 (lest 15.01.2020).
Hanski, I. (1989). Fungivory: fungi, insects and ecology. *Insect–fungus interactions*: 25-68.
Hardeng, G. & Krohn, O. (2007). Bestandsutvikling og forvaltning av hvitryggspett i Østfold. *Natur i Østfold*, 26: 17-26.
Henriksen, L. (2020). *Østmarka naturreservat*. Østmarkas venner. Tilgjengelig fra: https://www.ostmarkasvenner.no/oestmarka-naturreservat.5107232-270381.html.
Hjermann, D. Ø. (2019). *skogbrann*: Store norske leksikon. Tilgjengelig fra: https://snl.no/skogbrann (lest 16.05.2020).
Horák, J. & Rébl, K. (2013). The species richness of click beetles in ancient pasture woodland benefits from a high level of sun exposure. *Journal of Insect Conservation*, 17 (2): 307-318.
Hosking, G. (1979). Trap comparison in the capture of flying Coleoptera. *New Zealand Entomologist*, 7 (1): 87-92.
Høiland, K. & Bendiksen, E. (1996). Biodiversity of wood-inhabiting fungi in a boreal coniferous forest in Ser-Trendelag County, Central Norway. *Nordic Journal of Botany*, 16 (6): 643-659.
Hågvar, E. B. (2014). *Det zoologisk mangfoldet*. 3. utg. Oslo: Universitetsforlaget.
Hågvar, S. (1999). Saproxylic beetles visiting living sporocarps of Fomitopsis pinicola and Fomes fomentarius. *Norwegian Journal of Entomology*, 46: 25-32.
Hågvar, S. & Steen, R. (2013). Succession of beetles (genus Cis) and oribatid mites (genus Carabodes) in dead sporocarps of the red-banded polypore fungus Fomitopsis pinicola. *Scandinavian journal of forest research*, 28 (5): 436-444.
Jonsell, M. & Nordlander, G. (1995). *Field attraction of Coleoptera to odours of the wood-decaying polypores Fomitopsis pinicola and Fomes fomentarius*. Annales Zoologici Fennici: JSTOR.
Jonsell, M., Weslien, J. & Ehnström, B. (1998). Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. *Biodiversity & Conservation*, 7 (6): 749-764.
Jonsell, M., Nordlander, G. & Ehnström, B. (2001). Substrate associations of insects breeding in fruiting bodies of wood-decaying fungi. *Ecological Bulletins*: 173-194.
Jonsson, B. G., Kruys, N. & Ranius, T. (2005). Ecology of species living on dead wood–lessons for dead wood management. *Silva Fennica*, 39 (2): 289-309.
Knuff, A. K., Winiger, N., Klein, A. M., Segelbacher, G. & Staab, M. (2019). Optimizing sampling of flying insects using a modified window trap. *Methods in Ecology and Evolution*, 10 (10): 1820-1825.
Kraus, D. & Krumm, F. (2013). *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*. Freiburg: rombach digitale manufaktur (lest 06.04.2020).
Krokene, P. (u.å.). *Granbarkbille*: Norsk institutt for bioøkonomi. Tilgjengelig fra: https://skogskader.nibio.no/skader/21 (lest 16.05.2020).
Larsson, J. Y. & Hylen, G. (2007). *Skogen i Norge. Statistikk over skogforhold og skogressurser i Norge registrert i perioden 2000-2004*: Norsk institutt for skog og landskap.
Lassauce, A., Paillet, Y., Jactel, H. & Bouget, C. (2011). Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators*, 11 (5): 1027-1039.

Lombardi, F., Lasserre, B., Tognetti, R. & Marchetti, M. (2008). Deadwood in relation to stand management and forest type in Central Apennines (Molise, Italy). *Ecosystems*, 11 (6): 882.

Miljødepartementet., K.-o. (2019). *Skog*. Regjeringa.no. Tilgjengelig fra: https://www.regjeringen.no/no/tema/klima-og-miljo/naturmangfold/innsiktsartikler-naturmangfold/skog/id2339893/ (lest 08.05.2020).

Miljødirektoratet. (2019a). Skog.

Miljødirektoratet. (2019b). *Skogvernet øker – fem prosent av skogen er vernet*. Tilgjengelig fra: https://www.miljodirektoratet.no/aktuelt/nyheter/2019/desember-2019/skogvernet-oker--fem-prosent-av-skogen-er-vernet/ (lest 24.03.2020).

Müller, J., Bußler, H., Goßner, M., Rettelbach, T. & Duelli, P. (2008). The European spruce bark beetle Ips typographus in a national park: from pest to keystone species. *Biodiversity and Conservation*, 17 (12): 2979.

Müller, J. & Bütler, R. (2010). A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research*, 129 (6): 981-992.

Paillet, Y., Bergès, L., Hjältén, J., Ódor, P., Avon, C., Bernhardt-Römermann, M., BIJLSMA, R. J., De Bruyn, L., Fuhr, M. & Grandin, U. (2010). Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: meta-analysis of species richness in Europe. *Conservation biology*, 24 (1): 101-112.

Pearson, K. (1895). VII. Note on regression and inheritance in the case of two parents. *proceedings of the royal society of London*, 58 (347-352): 240-242.

PEFC Norge. (2016). *Norsk PEFC Skogstandard*.

Ranius, T. & Jansson, N. (2000). The influence of forest regrowth, original canopy cover and tree size on saproxylic beetles associated with old oaks. *Biological Conservation*, 95 (1): 85-94.

Riffel, S., Verschuyl, J., Miller, D. & Wigley, T. B. (2011). Biofuel harvests, coarse woody debris, and biodiversity – A meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, 261: 878-887.

Rolstad, J. & Gjerde, I. (2003). *Skoglevende organismers spredningsevne-en litteraturgjennomgang*: Skogforsk.

Schiegg, K. (2000). Are there saproxylic beetle species characteristic of high dead wood connectivity? *Ecography*, 23 (5): 579-587.

Seibold, S., Brandl, R., Buse, J., Hothorn, T., Schmidl, J., Thorn, S. & Müller, J. (2015). Association of extinction risk of saproxylic beetles with ecological degradation of forests in Europe. *Conservation Biology*, 29 (2): 382-390.

Shiegg, K. (2000). Are there saproxylic beetle species characteristic of high dead wood connectivity? *Ecography*.

Siitonen, J. (2001). Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological bulletins*: 11-41.

Similä, M., Kouki, J. & Martikainen, P. (2003). Saproxylic beetles in managed and seminatural Scots pine forests: quality of dead wood matters. *Forest Ecology and Management*, 174 (1-3): 365-381.

Speight, M. C. D. (1989). Saproxylic invertebrates and their conservation. *Nature an Enviroment Series*, No. 42.

Stokland, J. N., Tomter, S. M. & Söderberg, U. (2004). Development of Dead Wood Indicators for Biodiversity Monitoring: Experiences from Scandinavia. 526.

Stokland, J. N., Siitonen, J. & Jonsson, B. G. (2015). *Biodiversity in Dead Wood*. Ecology, Biodiversity and Conservation Cambridge: Cambridge University Press.

Storaunet, K. O. (2018). Død ved. I: NIBIO (red.) *Bærekraftig Skogbruk i Norge*. Rapport fra NIBIO, 2. utgave. Tilgjengelig fra: https://www.skogbruk.nibio.no/skogsveger-nybygging-og-ombygging-1-1 (lest 14.04.2020).

Sverdrup-Thygeson, A. & Ims, R. (2002). The effect of forest clearcutting in Norway on the community of saproxylic beetles on aspen. *Biological Conservation*, 106 (3): 347-357.

Sverdrup-Thygeson, A. & Birkemoe, T. (2009). What window traps can tell us: effect of placement, forest openness and beetle reproduction in retention trees. *Journal of Insect Conservation*, 13 (2): 183.

Sverdrup-Thygeson, A., Bendiksen, E., Birkemoe, T. & Larsson, K. H. (2014a). Do conservation measures in forest work? A comparison of three area-based conservation tools for wood-living species in boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 330: 8-16.

Sverdrup-Thygeson, A., Gustafsson, L. & Kouki, J. (2014b). Spatial and temporal scales relevant for conservation of dead-wood associated species: current status and perspectives. *Biodiversity and conservation*, 23 (3): 513-535.

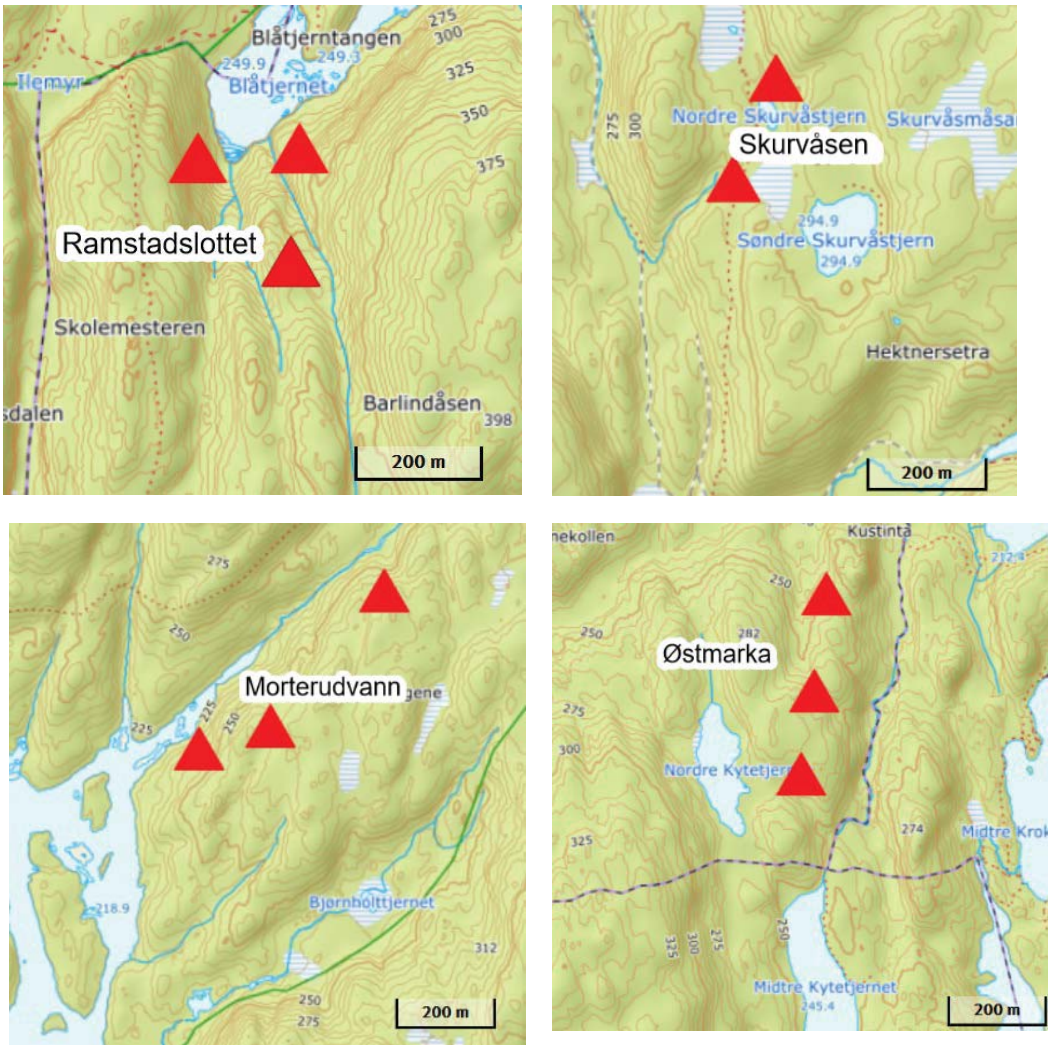
Zackrisson, O. (1977). Influence of forest fires on the North Swedish boreal forest. *Oikos*: 22-32.

Ødegaard, F., Olberg, S. & Hanssen, O. (2015). Biller (Coleoptera). Norsk rødliste for arter 2015. . *Artsdatabanken*.

Økland, B., Bakke, A., Hågvar, S. & Kvamme, T. (1996). What factors influence the diversity of saproxylic beetles? A multiscaled study from a spruce forest in southern Norway. *Biodiversity & Conservation*, 5 (1): 75-100. Tilgjengelig fra: https://link.springer.com/article/10.1007/BF00056293.

Økland, B., Wollebæk, G. & Beachell, A. M. (2019). *Granbarkbillen. Registrering av bestandsstørrelsene i 2019* 5/126/2019: Norsk institutt for bioøkonomi.

7. Vedlegg



Figur V.1: Oversikt over de ulike lokalitetene i områdene i studien. Ramstadslottet og Østmarka ligger i hvert sitt naturreservat.

Tabell V.1: Koordinater og navn til lokalitetene i studien.

Lokalitet	**Koordinater, EU89, UTM-sone 33**	**Forkortelse**
Østmarka naturreservat	59.84328,11.02226 59.84150,11.02201 59.83997,11.02167	OST1 OST2 OST3
Ramstadslottet naturreservat	59.90286,11.02979 59.90450,11.02986 59.90431,11.02697	RAM1 RAM2 RAM3
Skurvåsen	59.89122,11.04255 59.88964,11.04140	SKURV1 SKURV2
Morterudvann	59.86406,11.02816 59.86448,11.03060 59.86711,11.03445	MORT1 MORT2 MORT3

Tabell V.2: Oversikt over resultatene fra studien utført i Østmarka i 2019.

Lokalitet	Beliggenhet	Volum død ved i m^3	Antall kjuker	Antall bille-individer	Antall bille-arter	Sopp-spisende billearter	Sopp-spisende bille-individer	Ved-levende bille-individer	Ved-levende billearter	Antall nedbrytnings-grader til stede	Varians død ved	Relaskop-sum
RAM1	Naturreservat	4,496	9	102	37	11	18	78	31	2	6	34
RAM2	Naturreservat	2,418	23	81	32	7	11	62	25	5	17	29
RAM3	Naturreservat	3,987	63	94	30	10	18	47	21	5	18	38
OST1	Naturreservat	1,484	17	172	42	11	38	129	32	2	5	21
OST2	Naturreservat	2,34	35	74	32	8	15	56	26	3	8	26
OST3	Naturreservat	1,477	11	76	28	8	14	57	21	4	10	34
MORT1	Produksjonsskog	1,033	21	153	36	11	19	137	29	3	9	22
MORT2	Produksjonsskog	1,74	19	226	41	8	22	188	31	4	7	28
MORT3	Produksjonsskog	0,688	75	178	39	12	21	137	31	5	13	29
SKURV1	Produksjonsskog	1,595	7	129	42	14	29	89	29	4	7	25
SKURV2	Produksjonsskog	1,233	4	63	21	1	2	57	17	3	10	37

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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway