

Habitatkrav og diversitet hos vedlevende biller på dødved av lind (*Tilia cordata*) i Norge

av Sylvelin Bratlid Tellnes



Masteroppgave i Biologi – biodiversitet, evolusjon og økologi

Institutt for Biologi

Universitetet i Bergen

Juni 2015





Forsidebilde En død *Rutpela maculata* kom aldri lenger enn til sitt klekkehull.
Foto: Sylvelin Bratlid Tellnes

Forord

Jeg vil først takke min veileder John-Arvid Grytnes for god oppfølging gjennom hele oppgaven, også i felt. Med kontordøren alltid åpen og en evig positiv innstilling, har det vært lett å spørre om råd og få hjelp. Jeg takker for konstruktive diskusjoner om innhold og oppsett i oppgaven.

Jeg vil også takke Anne Sverdrup-Thygeson og Björn Nordén ved Norsk institutt for naturforskning (NINA) som delvis kom med det ideen til denne oppgaven. Faglige samtaler har vært mulig å gjøre over e-post på grunn av deres gode oppfølging.

I tillegg må Lawrence Kirkedall ved Institutt for Biologi takkes for å tilby et bibliotek fullt av litteratur om vedlevende biller. Statistiske analyser hadde vært umulig for meg å gjøre uten god hjelp fra Joseph Chipperfield ved Institutt for Biologi. Jeg vil takke Amy Eycott og Tessa Bahiga Bargmann for gode tilbakemelding på tekst. Takk også til forskningsgruppen Ecological and Environmental Change Research Group (EECRG) for å inkludere hjertelig sine masterstudenter inn i sitt fagmiljø. Det har vært svært verdifullt å

Til sist en stor takk til venner og familie som var medhjelpere i feltarbeid og som holdt ut lange og slitsomme dager. Feltarbeidet hadde ikke vært mulig å få til uten disse.

Bergen, Juni 2015

Sylvelin Bratlid Tellnes

Sammendrag

Dødved er et viktig habitat for artsmangfoldet i skog. Dette artsmangfoldet gjør en viktig økosystemtjeneste som nedbrytere og resirkulerer næringsstoffer i skogøkosystemet. Biller (Coleoptera) utgjør en stor andel av dette artsmangfoldet og er en svært variert gruppe med mange nisjer og spesialiserte habitatkrav. Mye er ukjent om disse artenes økologi og habitatkrav. I denne studien ble det derfor samlet døde lindegrener fra 11 lokaliteter i Sør-Norge og miljøvariabler ble notert slik som veddimensjon, nedbrytningsgrad, soleksponering, mengde dødved på sted og orientering som stående eller liggende. Det ble fremklekket biller fra over halvparten av grenene og billene var fra mange forskjellige vedlevende familier. Billene var tilknyttet alle målte miljøvariabler, men i ulik grad og med motsatte mønster. Dette indikerer at varierte typer av dødved må til for å bevare høy mangfold av denne billegruppen. Få billearter viste utelukkende tilknytning til dødved av treslaget lind, men disse artene foretrakk alltid dødved av lav nedbrytningsgrad. Vedlevende biller kunne deles inn i fungivore arter og predatorarter som viste like habitatkrav. Predatorarter viste sterk tilknytning til dødved som allerede var kolonisert av andre biller. Dette indikerer høy predatorvirksomhet rettet mot andre vedlevende biller. Men fordi denne studien ikke har påvist dette kan denne tilknytningen også en være indikasjon på at det finnes en eller flere fellesnevner for dødved som gjør at mange virvelløse dyr koloniserer den, og at predatorartene følger etter. Felles miljøfaktorer var vanskelig å finne for den funksjonelle gruppen vedspisende biller. Ingen miljøfaktorer viste signifikante mønster til denne gruppen som indikerer komplekse miljøkrav, konkurranseforhold mellom vedspisende billearter eller større habitatkravforskjeller hos undergrupper.

Innholdsfortegnelse

Introduksjon	6
Material og Metode	10
Studieområde	10
Innsamling og fremklekking	12
Statistiske analyser	16
Funksjonelle grupper:	16
Shannon diversitets indeks.....	16
Resultater	19
Regionsforskjeller	20
Samspill mellom arter	21
Funksjonelle grupper	21
Phloeofage biller	22
Lokale miljøfaktorer	23
Artsrikdom og biodiversitet.....	23
Funksjonelle grupper	24
Enkeltarter	26
<i>Trachodes hispidus</i>	27
<i>Leptusa fumida</i>	29
<i>Phloeocharis subtilissima</i>	30
<i>Ernoporicus caucasicus</i>	31
Sopp som mikrohabitat	32
Treslag	32
Diskusjon	33
Regionale mønster	34
Samspill mellom biller	34
Habitatkrav	36
Treslag	37
Nedbrytning av dødved	37
Diameter	38
Soleksponering.....	39
Orientering av dødved	40
Mengde dødved på sted.....	40
Størrelse på lindetre	41
Diskusjon av metode	41
Videre arbeid	42
Konklusjon	44
Referanser	45
Appendiks	51
Appendiks 1: Artsliste for biller med lokalitetsinformasjon	51
Appendiks 2: Fordeling av funksjonelle grupper	53
Appendiks 3: Soppfunn	54

Introduksjon

Dødved er et viktig habitat for artsmangfoldet i skog. Falne trær, grener og stubber er habitat for tusenvis av sopp og virvelløse dyr slik som snegler, edderkoppdyr og insekter (Stokland et al., 2012). Disse organismene står ansvarlig for en skjult, men viktig økosystemtjeneste som nedbrytere og resirkulerer næringsstoffer i skogøkosystemet (Ehnström og Axelsson, 2002). Av artene på den norske rødlisten for 2006 er 17% avhengig av død ved og av disse utgjør biller (Coleoptera) en stor del (Kålås et al., 2006). De siste tiårene har det vært en økt interesse for betydningen av dødved og naturmangfoldet som er knyttet til dette habitatet (Grove, 2002).

Biller har en stor andel arter knyttet til døde trær. Biller bidrar til nedbryting av dødved fordi de gnager tunneller og hulrom, men også fordi de fasiliterer vekst av nedbrytende sopp i veden (Grove, 2002, Stokland et al., 2012). Vedlevende biller er også interessant å studere fordi mange arter av billegruppen er truet. Nær 40 % av alle rødlistede biller er knyttet til skog og mesteparten av disse er videre knyttet til død ved (Kålås et al., 2010). Det finnes relativt god kjennskap til hvor de ulike artene har sine levesteder, men detaljer vedrørende deres økologi og habitatkrav er ofte ukjent og etterlyses (Kålås et al., 2010, Stokland et al., 2012, Leather et al., 2014). Vedlevende biller er avhengige av dødved, men er ellers en variert gruppe taksonomisk og i levevis. Larver og voksne biller skaffer næring til veie ved å spise ved eller sopp. For å bryte ned den tungt fordøyelige cellulosen i ved, har noen billegrupper symbionter av bakterier eller gjær i tarmen (Martin, 1991). Vedlevende sopp er mer næringsrik kost og enkelte biller slik som ambrosiabiller dyrker medbrakt sopp i innerbarken av nydød ved (Mathiesen-Käärik, 1960, Paine et al., 1997). Andre grupper har heller spesialisert seg til et predatorisk levevis (Schroeder og Weslien, 1994).

Dødved er et mangfoldig habitat med mange variabler og jeg vil i denne oppgaven undersøke vedlevende billefauna ved en del av disse variasjonene. Med død ved menes stående eller liggende trestammer og stammedeler der livsfunksjonen er opphørt, og der nedbryting har startet (Skogsstyrelsen, 2001). Den engelske terminologien i fagfeltet om biodiversitet i død ved bruker begrepet "saproxylic" om vedlevende evertebrater. Det er vanlig å referere til Speight (1989) for en definisjon av saproxylliske arter: "species of invertebrates that are dependent, during some part of their life cycle, upon the dead or dying wood of moribund or

dead trees (standing or fallen), or upon wood-inhabiting fungi, or upon the presence of other saproxylics.” Verdt å nevne er også begrepet ”phloeofag”, som brukes om arter der larven lever og spiser i innerbarken (Stokland et al., 2012). I innerbarken finnes kambiumlaget, et tynt, men ofte næringsrikt lag i veden. De fleste barkebiller hører til i denne gruppen og også mange trebukker. Disse artene koloniserer ofte nydød ved mens innerbarken fortsatt inneholder sevje og næringsrik cytoplasma i cellene (Ehnström og Axelsson, 2002). I denne masteroppgaven har jeg valgt å bruke det norske begrepet ”vedlevende” med tanke på den nevnte definisjonen av saproxylicke arter. Mange litteratursøk er også gjort med søkeordet ”saproxylic”.

Naturmangfoldet knyttet til død ved avhenger av vedkvaliteten og av tresort (Jonsell et al., 1998, Dahlberg og Stokland, 2004, Jonsell et al., 2004). Visse vedlevende biller er generalister og utnytter et vidt spekter av ulike typer død ved mens andre har presise habitatkrav og snevre nisjer. Ulike treslag og nedbrytningsgrader endrer vedkvaliteten ved å påvirke dens strukturelle, kjemiske og biotiske egenskaper (Renvall, 1995). Andre faktorer som vedens dimensjon og om veden står eller ligger på bakken er også påvist å ha en betydning for billefauna (Dahlberg og Stokland, 2004, Franc, 2007). Dødvedens grad av eksponering for sol påvirker artsrikhet av biller i dødveden, og enkeltarter har ulike preferanser for slik soleksponering (Lindhe et al., 2005). Det er vist at død ved av gamle trær har en større andel vedlevende sopp og insekter, enn yngre trær (Ehnström og Axelsson, 2002). Gamle trær er et kontinuitetshabitat ved at de gir stabile forhold over tid og genererer en større andel dødt trevirke. Slike stabile, økologiske områder gir grunnlag for spesialiserte arter og 20 % av artene på rødlisten fra 2006 er knyttet til gammel skog (Kålås et al.). Forekomsten av mange vedlevende biller avhenger også sterkt av hvilke andre vedlevende organismer som er tilstede. Tilknytning til sopp særlig hvitråtesopper slik som mange kjuker og poresopper er ikke uvanlig (Nikitsky og Schigel, 2004). Soppvev har betydelig høyere næringsinnhold enn dødveden som de vokser på (Merrill og Cowling, 1966, Boddy og Jones, 2008). Sopper er derfor næringsrik føde og biller spiser både mycel og fruktleger av sopper (Nikitsky og Schigel, 2004). Enkelte billearter er spesialisert til sopparter og kan lukte seg frem til sopper som den koloniserer (Jonsell og Nordlander, 1995, Fossil og Andersen, 1998).

Treslaget er særlig viktig for billearter som kun utnytter en vertsplante. Slike vertsspesifikke arter kalles monofage. I motsetning til monofage arter er vedlevende, polyfage arter knyttet til trær av forskjellige arter og slekter, men kan likevel ha sterk eller svakere preferanse til typer

av vertstre, f. eks løvtrær. Jo lenger ut i nedbrytningen den døde veden er, jo flere polyfage billearter finnes (Jonsell et al., 1998, Ehnström og Axelsson, 2002). Lengre ut i nedbrytingsprosessen vil også flere sopper ha kolonisert det døde trevirket og dette blir dermed viktig, særlig for fungivore biller (Kaila et al., 1994, Jonsell et al., 1998).

Det er vist en høy biodiversitet hos edelløvtrær sammenlignet med andre treslag (Gjerde et al., 2009). Særlig eik er godt kartlagt ettersom det er vist en høy andel på 105 rødlistede billearter tilknyttet treslaget (Sverdrup-Thygeson et al., 2010). På grunn av dette har treslaget fått et spesielt forvaltningsfokus knyttet til hule eiker (Sverdrup-Thygeson et al., 2010, Direktoratet for naturforvaltning, 2012). Biodiversitet til de ulike edelløvtrærne er kartlagt i ulik grad i Norge. For ask og alm er det vist få rødlistede biller i disse treslagene, men når det gjelder lind er situasjonen en annen (Jordal og Bratli, 2012). Flere interessante og sjeldne arter er knyttet til lind, men utbredelsen og habitatkravene til disse artene er dårlig kjent (Palm, 1959, Jonsell og Andersson, 2011).

Lindetreet er et interessant edelløvtræ fordi treet blir riktig gammelt. Treslaget hadde en betydelig større utbredelse for om lag 5000-6000 år siden, da den dekket anslagsvis 25-50 % av trekronesjiktet i lavlandet på Sørøstlandet i Norge (Huntley og Birks, 1983, Moen, 1998). Lind er mange steder kloner fra riktig gamle rotsystemer (Brandrud et al., 2011). Disse lindeklonene kan derfor ha stått på stedet i tusener av år og har gitt et langt kontinuitetshabitat til sopp og insekt. Den høye alderen treet kan oppnå, bidrar til dette, og i tillegg ble lind ofte styvta i tradisjonelt jordbruk. Disse gamle resttrærne står igjen mange steder. Styving av trær tillater treet å bli særlig gamle fordi den hindrer vekst i høyden. I tillegg oppstår det grov ved med hulrom som er bolig for mange insekter (Ranius, 2002). Det finnes anslagsvis 12,3 millioner lindetrær i Norge og bestanden er økende (Kvamme og Wallin, 2011). Bestandene i Norge representerer Europas nordligste utpost, og størst utbredelse finnes i Sør-Norge nord til Hedmark og Møre og Romsdal.

Det meste av kunnskapsgrunnlaget om billefauna på lind finnes fra Sverige der særlig mange studier er gjort i det lindedominerte området rundt Mälardalen, Hjälmaren og i Östergötland (Jonsell og Andersson, 2011). I Sverige har det vært et fokus på den synkende bestanden av lindetrær og i den forbindelse er det laget et handlingsprogram for biller på lind (Ehnström, 2006). Denne handlingsplanen er utgangspunkt for flere studier på lind og særlig for å kartlegge ni, svenske rødlistede billearter som er tilknyttet treslaget. I alle de svenske studiene

som har undersøkt lindeassosiert billefauna, er vindusfelle brukt som fangstmetode (Jonsell og Andersson, 2011). Denne metoden samler et stort antall individer og er enkel å gjennomføre da vindusfellen kun trenger å tømmes noen få ganger i sesongen. Selv om metoden i en rekke studier er vist å være uegnet til å kartlegge insektsfauna på spesifikke vertstre, blir den i mange tilfeller likevel brukt til slik kartlegging (Kaila, 1993, Økland, 1996). Hovedproblemet med denne metoden er usikkerheten om hvorvidt samlede insekter faktisk har brukt dødvedsubstratet som de fanges i nærheten av. En vindusfelle fanger et vidt spekter av andre arter, såkalte "turister" som ikke nødvendigvis har direkte tilknytning til treet fellen er satt opp på (Økland, 1996, Wikars et al., 2005, Hyvarinen et al., 2006, Alinvi et al., 2007). Et annet problem er at en del insekter ikke fanges av en vindusfelle slik som vingeløse biller, eller de som sjelden svermer. Det samme gjelder arter i familien kjukeborere (Ciidae) kan leve flere generasjoner inne i en trestokk uten å vise seg utenfor (Ehnström og Axelsson, 2002). På lind er det observert store mengder av enkelte billearter (f. eks *Exococentrus lusitanus*, *Ernoporus tiliae*, *Oplasia cinerea*) rundt en vindusfelle, men sammenlignbart svært få av disse i fellen (Jonsell og Andersson, 2011).

For å undersøke hvilket vertstre billearter bruker og hvilke krav til vert de har, må vi derfor bruke en annen metode. Ved å samle inn død ved fra spesifikke trær kan man klekke frem egg og larver som overvintrer i veden. Klekkemetoden eliminerer alle turister og inkluderer alle individer som har hatt larvestadium i bark eller ved, av trearten man samler inn. Dette gir også bedre muligheter for å undersøke de enkelte insektsartenes habitatkrav og diversitet.

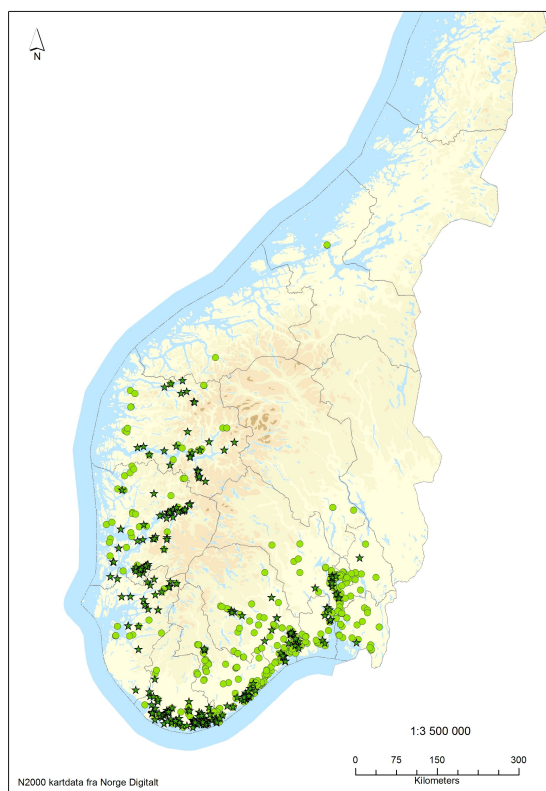
Formålet med denne oppgaven er å utvide kunnskapsgrunlaget om habitatet dødved av lind for vedlevende biller i Sør-Norge:

- Hvilken artskomposisjon og økologi finner vi hos vedlevende biller som bruker lind som substrat?
- Hvilke habitatkrav har vedlevende biller som bruker lind som substrat?
- Hvilke regionale mønster i artsrikdom og artskomposisjon finnes hos disse billene?

Material og Metode

Studieområde

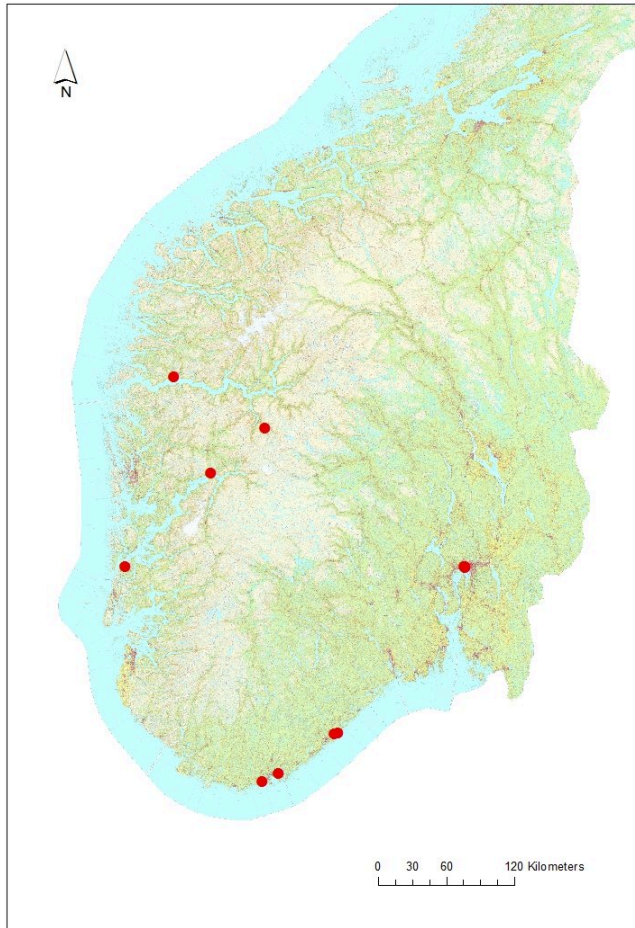
Ettersom utbredelsen av lind finnes i alle lavlandsområder i Sør-Norge ble det foretatt innsamling fra Østlandet, Sørlandet og Vestlandet for å inkludere ulike klimasoner der lind vokser. Det ble sørget for at potensielle innsamlingslokaliteter med lind hadde mange gamle individer og lang skogkontinuitet. Dette ble gjort ved å søke i områdebeskrivelsene i Naturbase med søkeordene lind og *Tilia* (søkedato 23.01.2012). Dataene ble importert i en database (Microsoft Access) og analysert der. Videre ble det i områdebeskrivelsene søkt med følgende ord for å finne styvingstrær og gamle trær: *styv, stuv, kyll, kjyll, kjydl, kall, lauving, lauva, lauvet, lauet, navskog, pil, stor, grov, gamle, gammel, gammal, kjempe* (figur 1). Alle områdebeskrivelser ble så gjennomlest for å sjekke data, og et utvalg på 40 lokaliteter der det fantes større mengder gamle lindetrær ble valgt. Dette arbeidet ble gjort av Norsk institutt for naturforskning og var en felles metodikk for kartlegging av gamle trær (Evju et al., 2012).



Figur 1 Registrerte områder av gamle lindetrær i Naturbase. Kart over områder med styvingstrær (stjerne) og andre grove trær (sirkel). Gjengitt med tillatelse fra Evju et al. (2012).

Av disse 40 lokalitetene valgte jeg 11 områder av rik edelløvskog med en god andel lindetrær. Jeg valgte lokaliteter fra hver landsdel i Sør-Norge fordelt på tre lokaliteter i

Osloområdet, fire lokaliteter i Vest- og Aust-Agder, og fire lokaliteter i Hordaland og Sogn og Fjordane (Figur 2 og Tabell 1). Disse lokalitetene var representative for sin region ved temperatur og klima (Tabell 2) og hadde relativt store arealer. For to verneområder (Dronningberget og Hengsåsen) ble det søkt om, og gitt tillatelse til innsamling av døde lindegrener.



Figur 2 Kart over innsamlingslokaliteter. Punktene ved Oslo og Arendal er henholdsvis tre og to punkter som ligger tett.

Tabell 1 Oversikt over alle innsamlingslokaliteter med totalareal og Id-nummer i Naturbase. Hentet fra Naturbase (dato 23.01.2012).

Område	Kommune	Fylke	Antall innsamlede trestokker	Totalareal, dekar	ID i Naturbase
Fløyheia-Narestø	Arendal	Aust-Agder	15	85,3	BN00023643
Kyråsen	Arendal	Aust-Agder	15	44,9	BN00023623
Eikeland	Sveio	Hordaland	15	38,6	BN00029607
Aust for Drivegjelet	Granvin	Hordaland	17	73,9	BN00061115
Clausåsen	Oslo	Oslo	18	15,6	BN00064676
Dronningberget	Oslo	Oslo	22	85,0	BN00064659
Hengsåsen vest	Oslo	Oslo	16	27,5	BN00064646

Paulines heller	Søgne	Vest-Agder	3	101,3	BN00066975
Drangsdalen	Kristiansand	Vest-Agder	11	114,8	BN00005318
Låvisberget	Aurland	Sogn og Fjordane	20	8,2	BN00016008
Fagernes	Høyanger	Sogn og Fjordane	13	90,3	BN00015880

Tabell 2 Sommer- og årsnivåer av temperatur og nedbør for alle undersøkte lokaliteter. Temperatur for Aurland er skilt ut fordi lokaliteten faller innenfor en rastercelle som dekker et fjellområde. Data hentet fra met.no.

Landsdel	Lokalitet	Junitemperatur	Årstemperatur	Nedbør,	
				sommer	Nedbør, år
	Dronningsberget	15,8	6,0	225,5	726,0
	Clausåsen	15,8	6,0	225,5	726,0
Osloområdet	Hengsåsen vest	15,8	6,0	229,7	736,2
	Kyråsen	14,1	7,1	236,1	1019,6
	Fløyheia-Narestø	14,1	6,9	227,5	974,1
	Paulines heller	13,8	7,2	436,4	2295,6
Sørlandet	Drangsdalen	13,7	6,5	338,8	1681,8
	Fagernes	11,7	6,1	225,4	979,3
	Eikeland	12,2	7,2	379,1	2008,0
	Låvisberget	-	-	271,6	1286,8
Vestlandet	Aust for Drivgjeldet	12,4	5,6	259,6	1217,6

Innsamling og fremklekking

Totalt ble 164 grener samlet inn. Innsamling ble gjort i perioden mellom 19. mars til 26. april i 2014. Det ble hovedsakelig samlet mellom 15 og 22 trestokker fra hver lokalitet. Ved tre lokaliteter (Paulines heller, Drangsdalen og Fagernes) ble det samlet henholdsvis 3, 11 og 13 grener ettersom det ikke ble funnet nok egnet død ved.

Grener av død lindeved med diameter fra 4 til 14 cm ble saget av i én meter lange trestokker. Trestokker ble saget av fra liggende og stående grener, både fastsittende på treet og fra grener som hadde falt av. Videre ble området beskrevet og miljøvariabler om lindegren registrert for hver trestokk (Tabell 3). Det ble samlet død ved fra ulike nedbrytningsstadier. Det ble særlig sørget for å samle nydød ved da det er vist av biodiversitet på disse har større spesialisering til tresubstratet (Jonsell et al., 1998, Ehnström og Axelsson, 2002). Nedbrytningsgrad ble målt ved å stikke en knivspiss inn i treverket og måle hvor langt denne gikk inn. I tillegg ble en

subjektiv vurdering på en skala fra 1 til 3 gitt. 1 indikerte nydød ved og 3 indikerte eldre dødved. Kun grener med barken intakt ble samlet. Det ble gjort en vurdering av soleksponering og mengden dødved (fra alle treslag) i området rundt hver enkelt trestokk i tillegg til størrelsen på treet som trestokken tilhørte der dette var mulig. Om trestokken lå løftet fra bakken (stående) eller ikke (liggende) ble notert. Det ble også samlet inn sopper fra endene der en trestokk var kappet av. Avkappede trestokker og sopp ble lagt i egnede poser for å unngå eventuell rømming av voksne individer og brakt til laboratoriet.

Tabell 3 Miljøvariabler innsamlet fra hver enkelt trestokk med måleenhet.

Trestokk og områdebeskrivelser	Måleenhet
Diameter	Målt på midten av trestokk, cm
Nedbrytningsgrad, subjektiv	Subjektiv vurdering fra 1 til 3
Nedbrytningsgrad, knivspiss	Målt med knivspiss stukket i ved, cm
Orientering	Stående eller liggende
Størrelse på treet som grenen falt fra	Diameter ved brysthøyde (DBH), cm
Mengde dødved på stedet	Subjektiv skala fra 1 til 3
Soleksponering	Prosent åpen himmel i en vinkel på 45° sett fra bakken

Alle trestokker ble oppbevart innendørs og hadde den samme romtemperaturen på rundt 21°C. Dette var betraktelig høyere enn utendørstemperaturer noe som fremskynder klekkeprosessen sammenlignet med feltomstendigheter. Trestokkene ble lagt i papprør á 1 meter med en diameter på 15 cm for smale trestokker og 20 cm for tykkere trestokker. En ende av røret ble lukket med plastlokk, mens den andre ble dekket av netting (nettingstørrelse 1 mm) for å lufte treverket og unngå råte. I nettingen ble det festet et dramsglass slik at fototaktile biller kunne krype ut og samles (Figur 3b). Etter sju til åtte måneder ble trestokker tatt ut og undersøkt. I papprørene lå gnag og larvelort som biller danner når de graver ut ganger, og disse ble undersøkt i lupe for å finne de minste billeartene (Figur 3c). Barken på alle stokker ble dissekert for å lete etter gjenværende biller.

De biller som først dukket opp i samleglasset ble på grunn av et uhell mistet ved problem med etiketter under transport. Disse tapte billene kunne ikke inkluderes i analyser. Mellom 50 og

100 individer ble mistet. Disse billene var samlet fra klekkerør fordelt på alle lokaliteter og ble sånn sett ikke ujevnt fordelt mellom lokaliteter og regioner.



Figur 3 a) Dødvved av lind i terreng fra Hengsåsen i Oslo. Rødt bånd markerer en trestokk som ble samlet. Store, gamle lindetrær øverst til høyre. b) Laboratoriet med pappør med trestokker inni. c) Strøprøve fra trestokk undersøkes i lupe etter at større barkebiter er silt vekk .

Alle voksne individer av vedlevende Coleoptera ble identifisert til art (Tabell 4).

Bestemmelse av familien kjukeborere (Ciidae) ble sammenlignet med samlingen på Universitetsmuseet i Bergen. Alle bestemmelser unntatt trebukker ble dobbeltsjekket av enten Torstein Kvamme (Skog og landskap), Sindre Ligaard (Vestby Videregående Skole), Stefan

Olberg (Biofokus) eller Lawrence Kirkendale (Universitetet i Bergen). 13 arter av kortvinger (Staphylinidae) og vannlevende biller ble direkte bestemt av Sindre Liegaard, en art (*Schizotus pectinicornis*) av Torstein Kvamme og to arter av kjukeborere (*Cis micans* og *C. quadridens*) av Stefan Olberg. Alle funn av sopp fra barkeavskjær ble identifisert av Björn Nordén (Norsk institutt for naturforskning).

Tabell 4 Litteratur brukt til å bestemme ulike familier av biller. Ulike årstall av Hansen hører til serien Danske Fauna. Disse er sjekket opp mot tilleggsbind av Hansen (1958 og 1969), Fjellberg (1985), Ottesen (1985) og (Vik og Hansen, 1991). For noen familier er flere litteraturkilder brukt for å utfylle hverandre. Lindroth (1967) er brukt for å skille familier fra hverandre.

Familie	Litteratur	Kommentar
Alleculidae	Hansen 1973	
Anobiidae	Hansen 1950 og 1951 Strand 1951	
Carabidae	Luff et al. 2007	
Cerambycidae	Ehnström og Holmer 2007	
Ciidae	Koch et al. 1967 Løbl og Smetana 2008 Fjellberg 1985	
Colydiidae	Hansen 1950 og 1951	
Curculinoidea	Hansen 1965	
Erotylidae	Hansen 1950	
Hydraenidae		Identifisert av Sindre Liegaard
Hydrophilidae		Identifisert av Sindre Liegaard
Pselaphidae	Hansen 1968 Steel 1963	
Pyrochroidae		Identifisert av Torstein Kvamme
Rhizophagidae	Hansen 1950 Peacock og Watson 1977	
Salpingidae	Hansen 1973	
Scolytinae	Hansen 1956	
Scydmaeninae		Identifisert av Sindre Liegaard
Serropalpidae	Hansen 1973	
Staphylinidae		Identifisert av Sindre Liegaard
Trogosstidae	Hansen 1950	

Statistiske analyser

Jeg har brukt de innsamlede miljødata som prediktorvariabler for å forklare responsvariablene artsrikdom, biodiversitet, antall arter av funksjonelle grupper i tillegg til abundansen til seks arter som forekom så ofte på lind at de var særlig verdt å undersøkes. Lokalitet og klimaområde/landsdel ble inkludert som prediktorvariabler der dette tilførte større riktighet til modellen (se under). Funksjonelle grupper er også undersøkt mot hverandre for å undersøke samforekomst.

Funksjonelle grupper:

For å undersøke forskjeller i habitatkrav ble alle vedlevende billearter ble delt inn i funksjonelle grupper enten som vedspisende, fungivore eller som predatorer. Disse opplysningene ble hentet fra databasen Bugs Coleopteran Ecology Package (lastet ned 03.04.15). Bugs Coleopteran Ecology Package (BugsCEP) er en database som samler litteratur for mange insekter og inneholder blant annet habitat- og distribusjonsdata (Buckland, 2007). Habitatopplysninger for hver enkelt art ble gjennomgått og der det var gjentatte kilder som knyttet en art til sopp eller med et predatorisk levevis ble dette registrert. Der litteraturen var sprikende om en arts føde og levevis, ble det kun inkludert artsinformasjon der det var overveiende grunn for å tro at en art tilhørte en (eller flere) av de tre gruppene vedspisende, fungivor eller predator (Appendiks 2). Opplysninger ble også sjekket med enkelte google-søk og uttalelser fra eksperter. Opplysninger om billers tretilknytning ble hentet fra Dødvedbasen (lastet ned 17.04.15) av Dahlberg og Stokland (2004).

Shannon diversitets indeks

For å måle biologisk mangfold ble det i denne oppgaven brukt Shannon diversitets indeks i tillegg til antall arter. Shannons diversitets indeks er en funksjon som er mye brukt fordi den tar hensyn både til artsrikdom og jevnhet (Peet, 1974). I tillegg til antall arter (artsrikdom) er det nødvendig å se på hvor mange individer av hver art vi har observert. Jevnhet er et mål på variasjonen av abundansen til hver art i et samfunn. Med Shannon indeks vil en art som er observert med mange individer gi høyere utslag i biodiversitet enn dersom det kun er et enkelt individ. Funksjonen er som følger:

$$\text{Diversitet}_{\text{Shannon}} = -\sum p_i \ln p_i$$

Funksjonen summerer sammen p_i som er abundansen av art i , og ganger dette med den naturlige logaritmen \ln , av samme tallet. For å få positive verdier setter man minustegn foran. Shannon indeks ble brukt til å sammenligne biodiversitet mellom de ulike landsdelene og for å undersøke effekt av lokale miljøvariasjoner mot biodiversitet.

Generalised linear models (GLM)

Jeg brukte Generalised linear models (GLM) for å teste signifikans mellom prediktor- og responsvariabler. Det ble inkludert som en prediktorvariabel hvor arter ble funnet for å ta hensyn til variasjon mellom lokaliteter. Dette var fordi det kan være mange grunner til at en lokalitet har større artsriktighet eller biodiversitet enn en annen. For eksempel kan noen lokaliteter ha lav biodiversitet grunnet spesielt kaldt lokalklima eller fordi en art ikke har utbredelse i området. Slik ble det mer synlig hvordan miljøfaktoren spilte inn på responsvariablene selv om effekten kunne være lav i enkelte lokaliteter. I tillegg ble lokalitetene gruppert ("nested") i hvilken landsdel de tilhørte. Dette tilfører modellen mer informasjon om at noen lokaliteter er mer like hverandre, og det gjorde det mulig å se forskjellen på landsdeler. GLM var den beste modellen fordi den tillater denne grupperingen. Responsvariablene hadde data med ulik fordeling og dette ble tatt hensyn til i analysene. Shannons biodiversitet har kontinuerlige variabler og det forventes derfor en normalfordeling. Dette ble spesifisert med en gaussian fordeling av responsvariabelen. Analyser for responsvariablene artsriktighet, funksjonelle grupper og enkeltarter ble utført med en poisson-fordeling ettersom dette er tellende variabler. Disse modellene ble spesifisert med "log link"-funksjon for å unngå minusverdier. Jeg satte opp fire GLM-modeller for hver test. For å undersøke positiv eller negativ sammenheng mellom prediktor- og responsvariabel lagde jeg to lineære modeller for dette, én som inkluderte lokaliteter som prediktorvariabel og en modell uten. For å undersøke optimumsnivåer av en prediktorvariabel lagde jeg to kvadratiske, polynomiske modeller, én som inkluderte lokaliteter som prediktorvariabel og en modell uten. Modellen med den laveste AIC (Akaike information criterion) ble brukt. AIC estimerer hvor godt hver modell forklarer variablene, relativt til de andre, og den beste modellen gir lavest tall. AIC egner seg derfor til å sammenligne flere modeller samtidig (Sakamoto et al., 1986).

For å vise forventet sammenheng mellom prediktor- og responsvariabel i en graf lagde jeg prediksjonslinjer i figurene. Jeg brukte en prediktorfunksjon som kalkulerer den sannsynlige utviklingslinjen ut fra GLM-modellen og dataene. Der modellen inkluderte lokalitet som

prediksjonsvariabel lagde jeg prediksjonslinjer for hver landsdel ved å bruke gjennomsnittet fra lokalitetslinjene som tilhørte landsdelene.

Det ble vurdert å bruke LME og inkludere lokaliteter som en tilfeldig/randomisert faktor. En LME-modell ville også tatt hensyn til lokalitetsfaktoren, men ettersom lokalitetene ikke ble tilfeldig valgt ut ble GLM vurdert som en bedre modell.

Statistiske analyser ble gjort i R, versjon 3.2.0 (R Core Team, 2015). For å kalkulere Shannon indeks ble vegan-pakken brukt (Oksanen et al., 2015). For alle analyser er signifikansenivået satt til $p < 0,05$.

Resultater

Det ble samlet 632 individer av biller fordelt på 43 arter. Gjennomsnittlig fantes det 3,8 individer og 0,27 arter av biller per gren og til sammen klekket det biller fra 62 % av de 164 trestokkene. De vanligste artene målt i tilstedeværelse i antall lindegrenener var snutebillene *Trachodes hispidus* og *Ernoporicus caucasicus*, trebukken *Pogonocherus hispidus* og kortvingene *Leptusa fumida* og *Phloeocharis subtilissima* (Figur 4). Disse ble funnet på henholdsvis 33, 10, 12, 26 og 13 grener. Dette var arter med bred utbredelse og som ble funnet i alle regioner. Det var flest fungivore billearter i lindegrenene, til sammen 23 arter. 14 arter ble regnet som vedspisende og 12 arter som predatorer. Dette antallet overstiger de 43 observerte artene fordi flere arter hadde varierende levevis. Familiene med flest antall arter var kortvinger (Staphylinidae), kjukeborere (Ciidae), snutebiller (Curculionidae) og trebukker (Cerambycidae), med henholdsvis 9, 6, 6 og 5 arter. Fire arter ble ikke regnet som vedlevende. Dette gjaldt tre vannlevende biller som ble funnet på en trestokk som lå i en bekk, og en løpebille.

Det ble samlet 111 individer av sopper fordelt på 25 arter og 9 slekter som ikke kunne bestemmes til art. De vanligste soppene var av lindespesialisten *Peniophora rufomarginata* og *Cylindrobasidium laeve* som forekom på henholdsvis 22 og 11 lindegrenener. Alle andre sopper forekom på 7 eller færre grener.

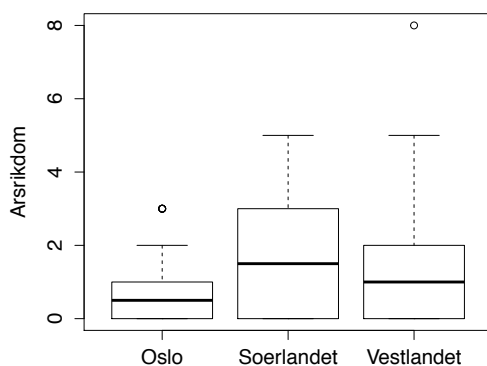


Figur 4: Arter som forekom på flest lindegrenener. Fra venstre: *Trachodes hispidus*, *Pogonocherus hispidus*, *Leptusa fumida* og *Phloeocharis subtilissima*. Foto: Gjengitt med tillatelse av Lech Borowiec.

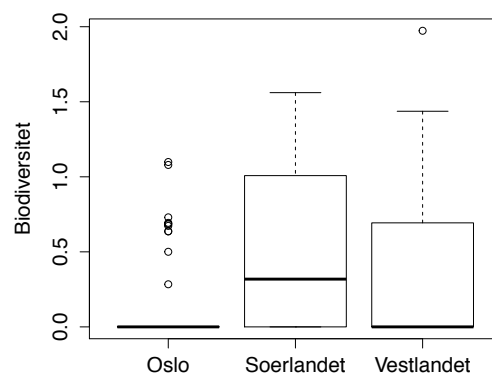
Regionsforskjeller

Vestlandet hadde en signifikant høyere artsriksdom per lindegren sammenlignet med Osloområdet (p-verdi = 0,002) (Figur 5a). Sørlandslokalitetene hadde ikke en slik signifikant økning sammenlignet med verken Osloområdet eller Vestlandlokalitetene. Biodiversitet kalkulert med Shannon indeks gav et annet resultat med signifikant rangering i biodiversitet høyest på Sørlandet fulgt av Vestlandet og Osloområdet (p-verdi <0,001 for Osloområdet og 0,029 for Vestlandet). Sørlandet hadde også høyest gjennomsnittlige antall arter per lindegren med 0,66 arter sammenlignet med 0,45 for Vestlandet og 0,30 for Osloområdet. Osloområdet hadde lavest artsriksdom, biodiversitet og abundans av billefauna per lindegren (Figur 5). Det ble funnet 29 arter på Vestlandet, 29 på Sørlandet og 17 i Osloområdet. Sju av totalt 39 vedlevende arter viste stor utbredelse og fantes i alle landsdeler. 21 arter ble derimot kun funnet i én landsdel der åtte arter kun fantes på Sørlandet, åtte arter på Vestlandet og fem i Osloområdet. 14 de innsamlede billearter var ikke tidligere registrert på Vestlandet i Arsdatabankens database Artskart 1.6.

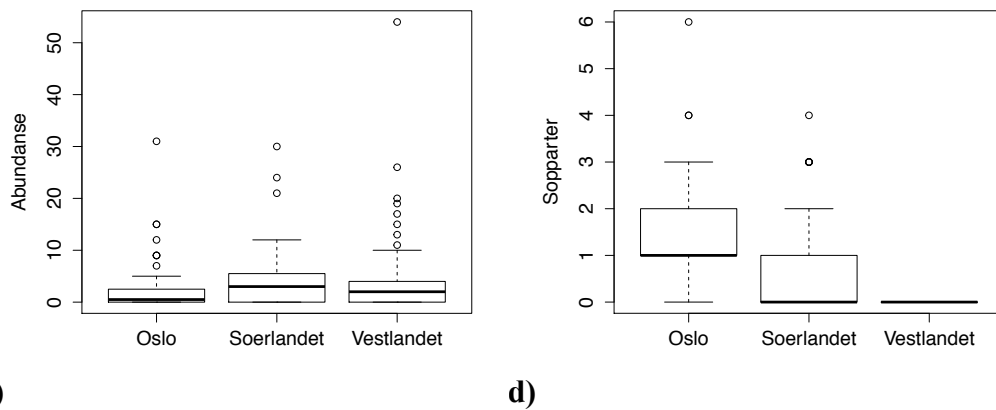
Det ble funnet tilsammen tre rødlistede billearter fra Sørlandet og i Osloområdet. *Stenostola ferrea* og *Cis quadridens* ble begge funnet på Fløyheia-Narestø i Arendal og er kategorisert som henholdsvis sårbar (VU) og nær truet (NT) i Norsk rødliste for 2010 (Kålås et al.) *Mycetochara humeralis* ble funnet på Dronningberget i Oslo og er kategorisert som sårbar (VU).



a)



b)

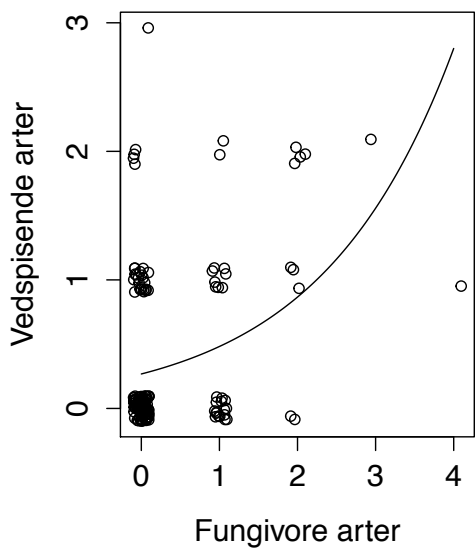


Figur 5 Fordeling av a) artsrikdom, b) Shannons biodiversitet, c) abundans av biller og d) antall sopparter per lindegren foredelt i de undersøkte regionene Osloområdet, Sørlandet og Vestlandet. Bokser tilsvarende 75 % av observasjonene og fortykket linje viser medianen. Stiplet linje viser alle observasjoner avgrenset av boksens trekvart lengde. Sirkler regnes som uteliggere.

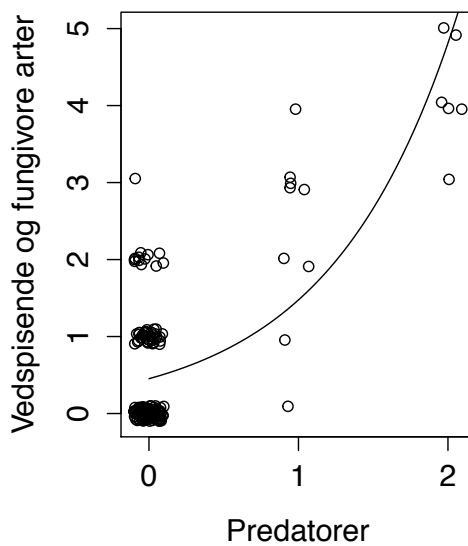
Samspill mellom arter

Funksjonelle grupper

Det var en klar positiv korrelasjon mellom de ulike funksjonelle gruppene (Figur 6). Det var en positiv sammenheng mellom predatorarter på en lindegren og antall arter av de andre funksjonelle gruppene. Kun i ett tilfelle forekom en predator uten tilstedeværelse av vedspisende og/eller fungivore biller. Der flere predatorer var tilstede på samme lindegren var det alltid tre eller flere vedspisende og /eller fungivore arter tilstede. Den samme positive korrelasjonen var tydelig mellom vedspisende og fungivore biller.



a)

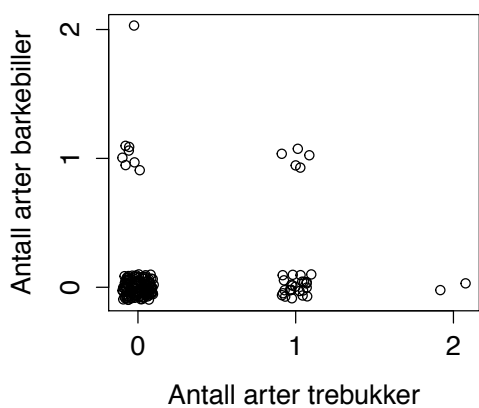


b)

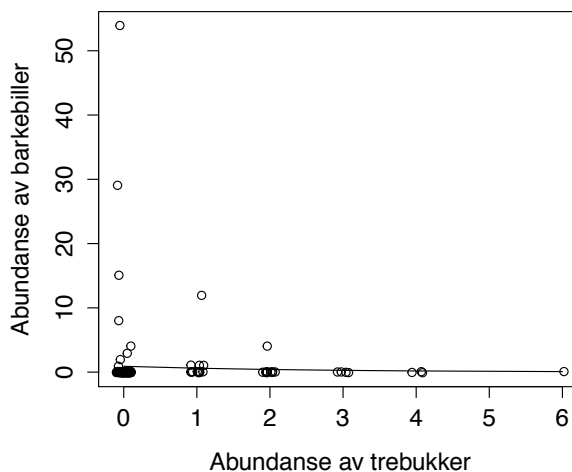
Figur 6 Antall arter av funksjonelle grupper per lindegren. a) Antall predatorarter mot antall arter av vedspisende og fungivore biller. b) Antall fungivore arter målt mot antall arter av vedspisende arter. Prediksjonslinjer basert på datasett og en lineær glm-modell viser forventet artsriktdom. P-verdien er $<0,001$ for begge modeller.

Phloeofage biller

Kun fra sju lindegrener ble det fremklekket mer enn en art av phloeofage biller og ingen grener hadde flere enn to arter av disse kambiumsspisende artene. Arter fra de phloeofage billefamiliene trebukker og barkebiller, ble analysert (Figur 7). Det var ingen signifikant korrelasjon mellom arter fra de to familiene, men en svak negativ korrelasjon fantes for abundansen av artene.



a)



b)

Figur 7 a) Antall arter trebukker og barkebiller per lindegren og b) antall individer per lindegren. Regresjonsanalyse gav ingen signifikans for artsrikdom (a), men abundansen (b) viste svak negativ korrelasjon mellom billegruppene ($p=0,008$). Trebukken *Rutpela maculata* ble ekskludert fra analysen ettersom den ikke regnes som xylofag.

Lokale miljøfaktorer

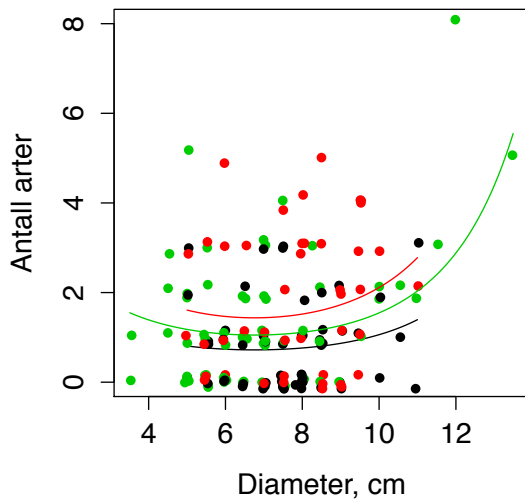
Kun enkelte målte miljøvariablene viste signifikans mot artsrikdom, biodiversitet og funksjonelle grupper (Tabell 5). Soleksponering og orientering av dødved som stående eller liggende var ikke signifikant for noen grupper, og ingen miljøvariabler unntatt diameter gav utslag for mer enn to grupper.

Tabell 5 Signifikante korrelasjoner vist med p-verdier for artsrikdom, biodiversitet og funksjonelle grupper mot miljøvariabler. Ingen signifikans er merket -.

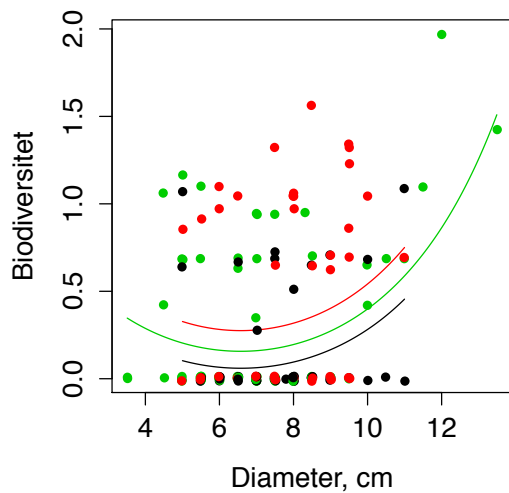
	Artsrikdom	Biodiversitet	Vedspisende	Fungivore	Predator
Diameter	0,006	0,019	-	0,008	<0,001
Nedbrytningsgrad, subjektiv	-	0,013	-	0,046	-
Nedbrytningsgrad, knivspiss	-	-	-	0,017	0,047
Orientering av dødved	-	-	-	-	-
Størrelse på lindetre	-	-	-	0,016	0,005
Mengde dødved på sted	-	-	-	(0,058)	0,034
Soleksponering	-	-	-	-	-

Artsrikdom og biodiversitet

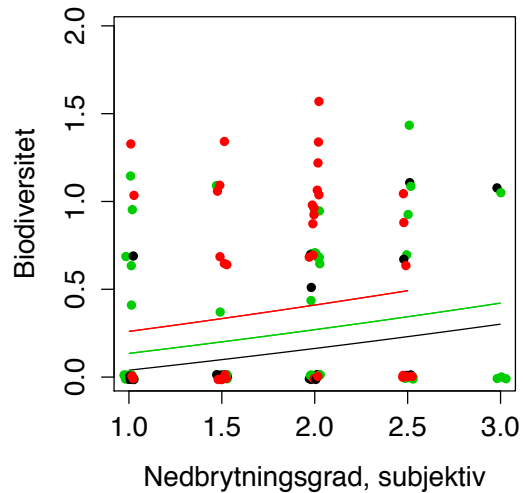
Kun diameter til en lindegren var statistisk signifikant relatert til artsrikdom for biller. Også biodiversitet økte med økende diameter. Biodiversiteten, men ikke artsrikdom økte med høyere nedbrytningsgrad. I tillegg viste regionene ulike nivåer av artsrikdom og biodiversitet ved disse miljøvariablene (Figur 8).



a)



b)



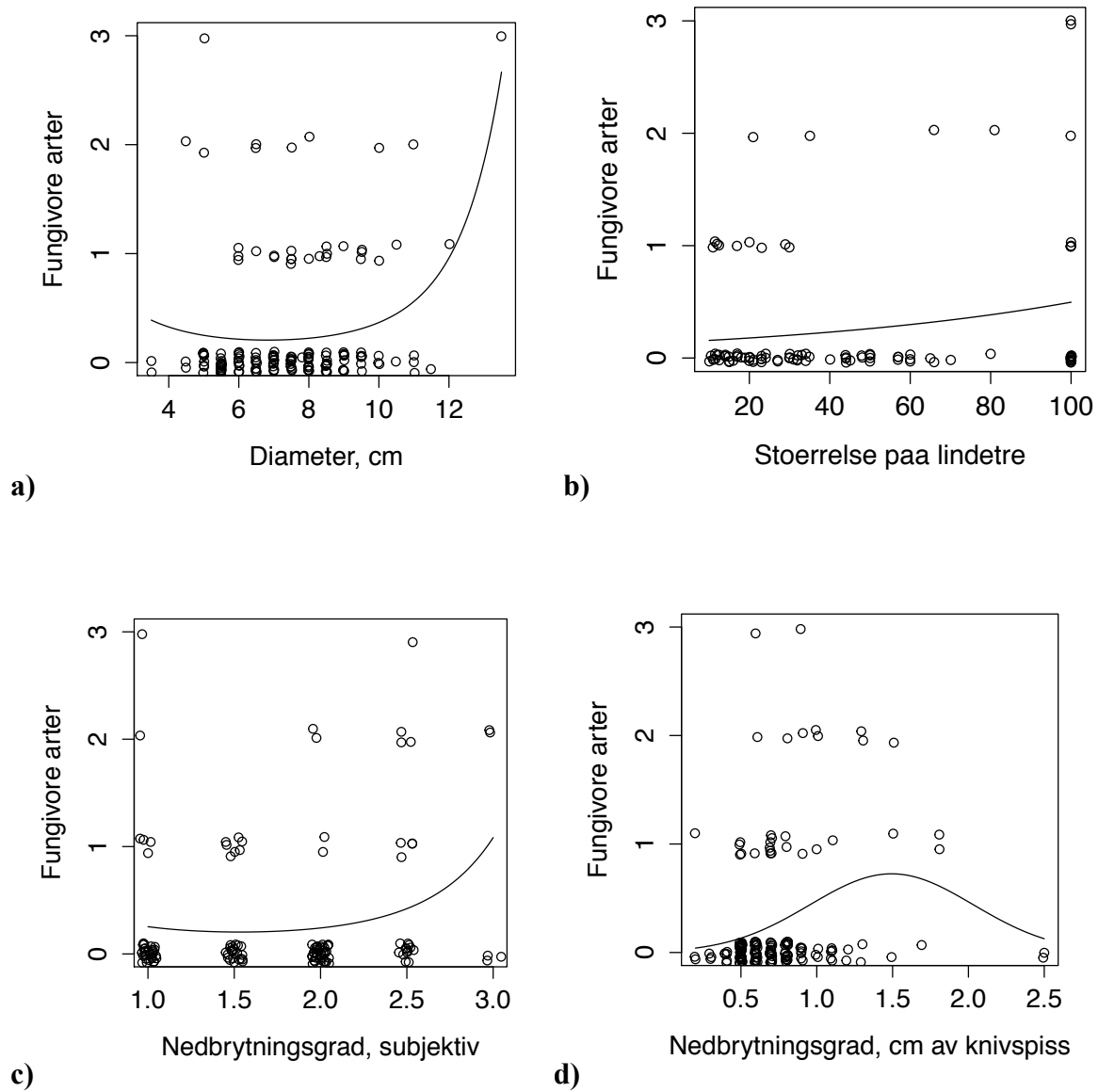
c)

Figur 8 a) Artsrikkdom og (b og c) biodiversitet per lindegren ved miljøvariablene diameter og nedbrytningsgrad. Prediksjonslinjer basert på datasett og glm-modell viser forventet artsrikkdom og biodiversitet mot miljøvariablene i ulike landsdeler. Røde punkter og linjer viser forventet forekomst på Sørlandet. Svarte og grønne punkter og linjer viser henholdsvis Osloområdet og Vestlandet. Alle linjer er gjennomsnittet av lokalitetslinjene i hver landsdel. Punkter er flyttet for å unngå at de dekket hverandre.

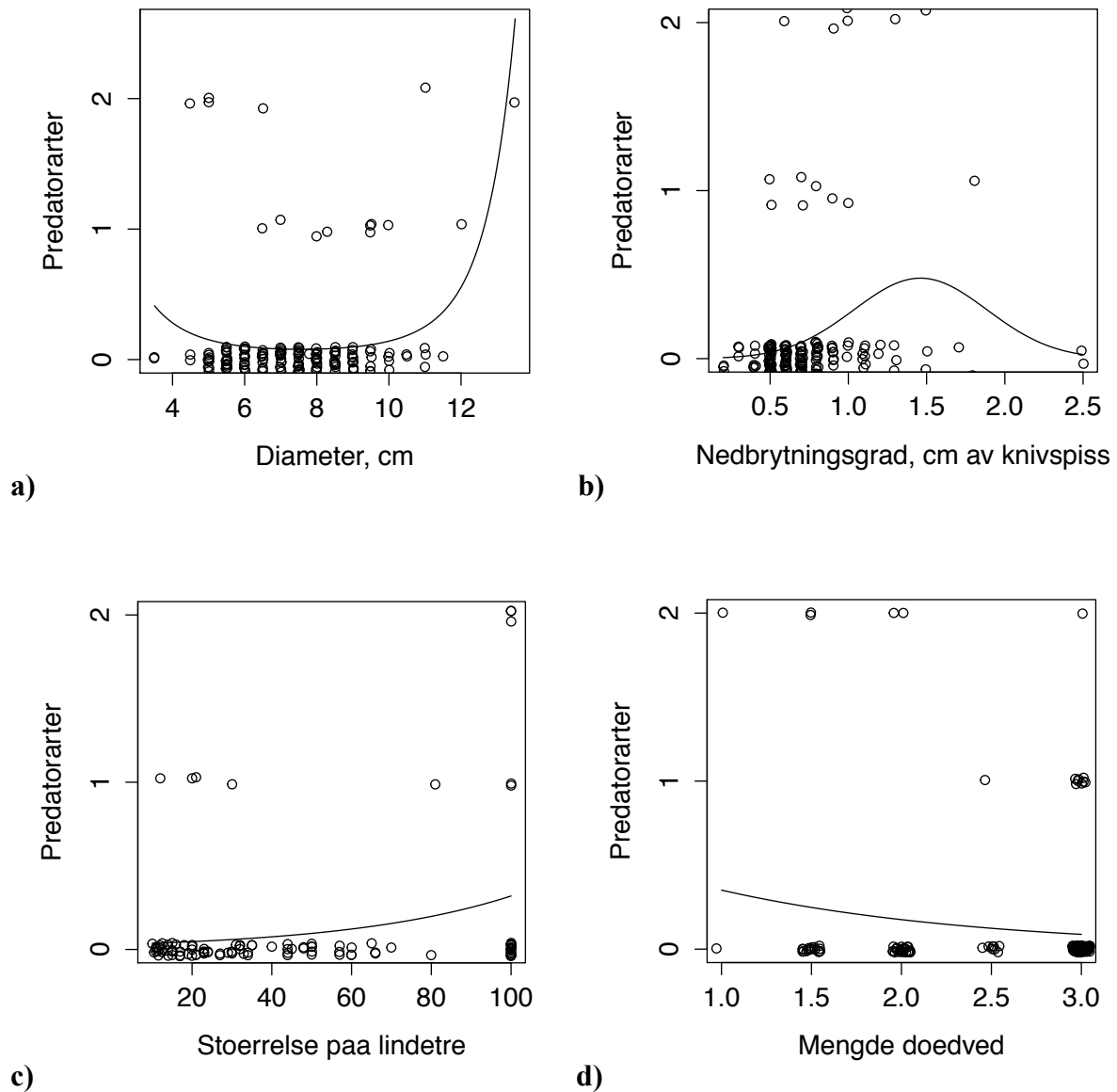
Funksjonelle grupper

For vedspisende arter fantes det ingen felles miljøvariabler som kunne forklare artsrikkdom av denne gruppen. Derimot var fungivore arter og predatorarter korrelerte med mange av de samme variablene og også med en lik positiv eller negativ utvikling (Figur 9 og 10).

Felles for disse funksjonelle gruppene var også at antall arter ikke varierte signifikant mellom regioner, men gav én prediksjonslinje i grafene.



Figur 9 Antall arter av fungivore biller ved ulike miljøvariabler: a) diameter, b) størrelse på lindetre, c) subjektiv nedbrytningsgrad og d) Nedbrytningsgrad målt ved knivspiss. Prediksjonslinjer basert på datasett og glm-modell viser forventet artsrikdom av fungivore arter mot miljøvariablene. Punkter er flyttet for å unngå at de dekker hverandre.



Figur 10 Antall predatorarter per lindegren ved ulike miljøvariabler: a) Diameter, b) nedbrytningsgrad målt med knivspiss, c) størrelse på lindetre og d) mengde dødved på sted. Prediksjonslinjer basert på datasett og glm-modell viser forventet artsrikdom av predatorarter mot miljøvariablene. Punkter er flyttet for å unngå at de dekker hverandre.

Enkeltarter

Miljøfaktorer ble undersøkt for arter som klekket frem på 10 eller flere lindegrener.

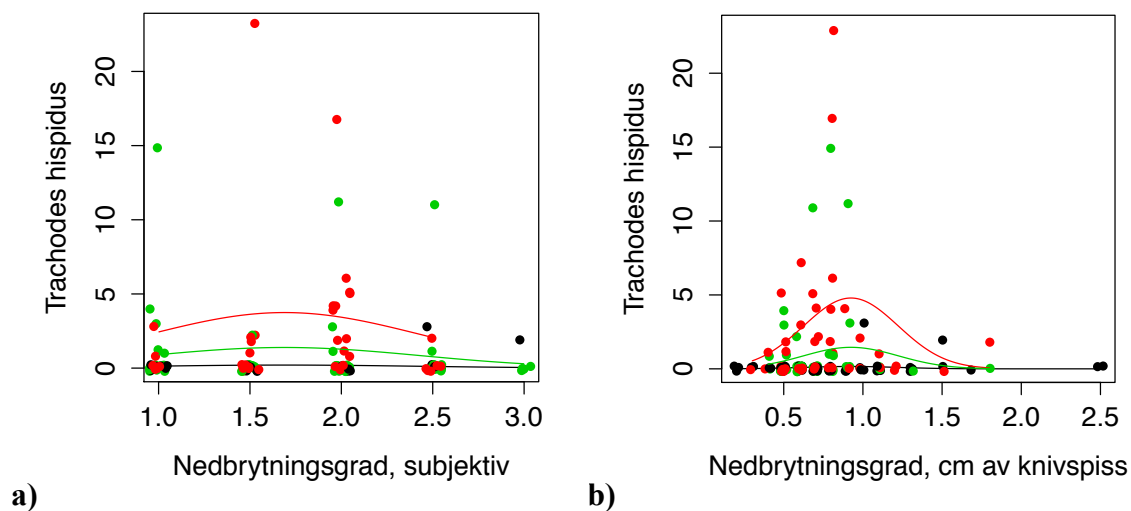
Kun enkelte av miljøvariablene viste signifikante korrelasjoner med abundansen hos *Trachodes hispidus*, *Pogonocherus hispidus*, *Leptusa fumida*, *Phloeocharis subtilissima* og *Ernoporicus caucasicus* (Tabell 6). Lokalitetsfaktoren hadde stort sett stor innvirkning på abundansen ettersom artene hadde ulik utbredelse i regionene.

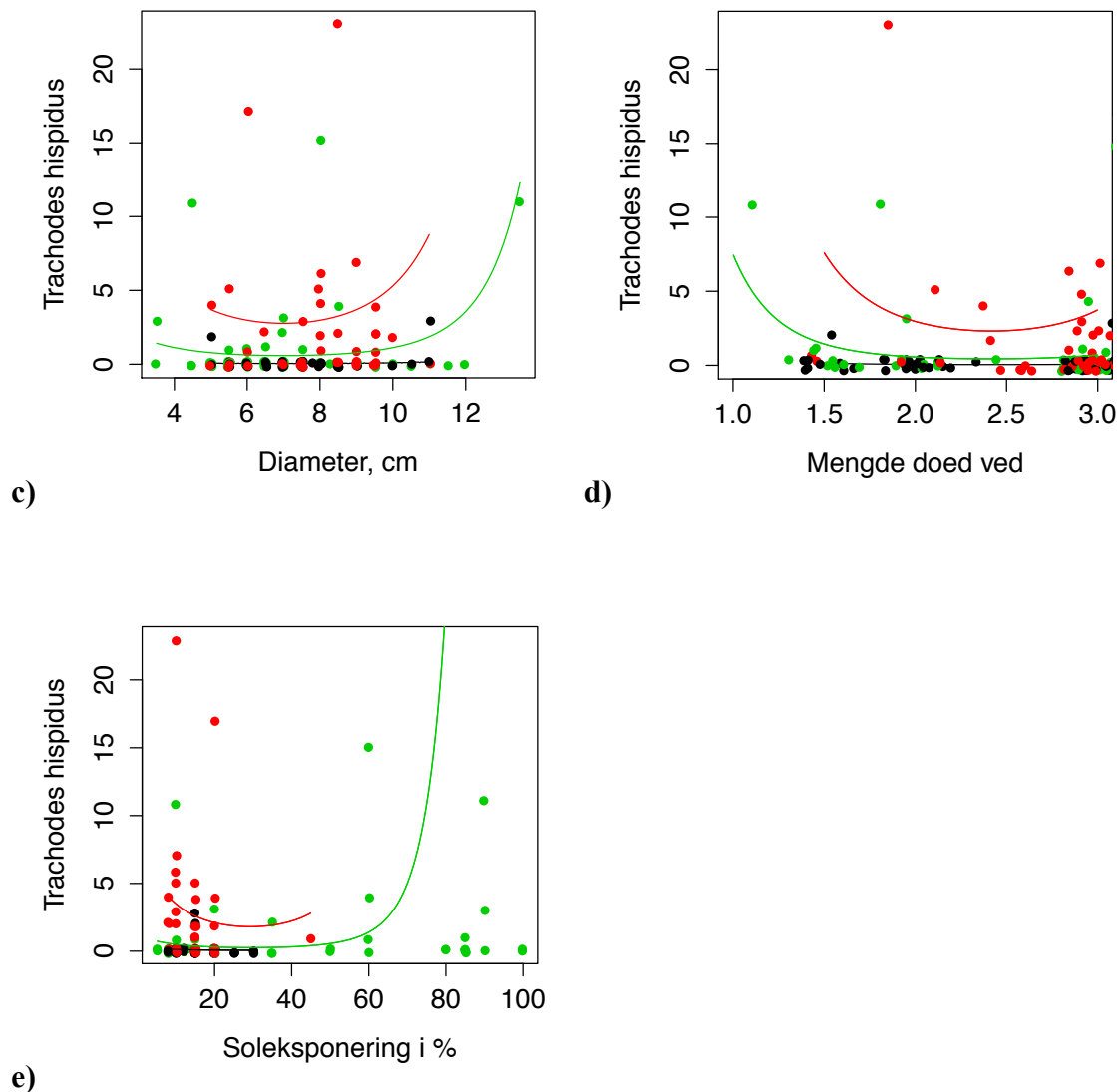
Tabell 6 Signifikante korrelasjoner vist med p-verdier for *Trachodes hispidus*, *Pogonocherus hispidus*, *Leptusa fumida*, *Phloeocharis subtilissima* og *Ernoporicus caucasicus* mot miljøvariabler. Ingen signifikans er merket -.

	<i>Trachodes hispidus</i>	<i>Pogonocherus hispidus</i>	<i>Leptusa fumida</i>	<i>Phloeocharis subtilissima</i>	<i>Ernoporicus caucasicus</i>
Diameter	<0,001	0,012	0,032	-	0,002
Nedbrytningsgrad, subjektiv	0,001	-	-	<0,001	-
Nedbrytningsgrad, knivspiss	<0,001	-	0,004	(0,053)	-
Orientering av dødved	-	-	-	-	<0,001
Størrelse på lindetre	-	-	0,001	-	0,016
Mengde dødved på sted	<0,001	-	-	0,021	-
Soleksponering	<0,001	-	-	-	<0,001

Trachodes hispidus

Trachodes hispidus hadde preferanse for liten til middels grad av nedbrytning og begge målemetoder for miljøfaktoren bekrefter dette (Figur 11). Økt abundans av arten ble funnet for økt diameter og soleksponering, men økt dødvedmengde på lokaliteten gav negativ korrelasjon. Arten forekom med høyest abundans på Sørlandet.

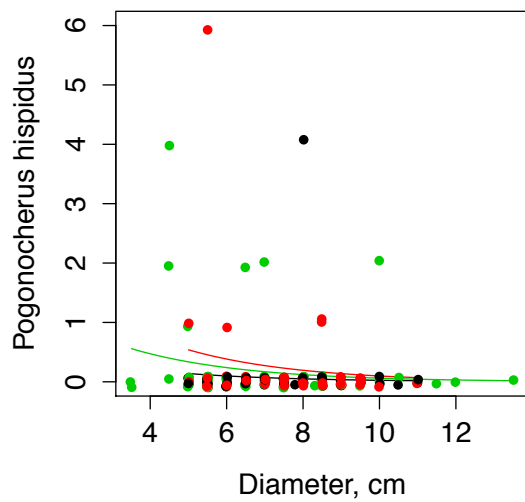




Figur 11 Abundans av *Trachodes hispidus* per lindegren ved ulike miljøvariabler: a) Subjektiv nedbrytningsgrad b) diameter, c) nedbrytningsgrad målt med knivspiss, d) mengde dødt ved på lokalitet og e) soleksponering. Grønn linje viser forventet forekomst av *Trachodes hispidus* for Vestlandet, svart og rød linje viser henholdsvis Osloområdet og Sørlandet. Alle prediksjonslinjer representerer gjennomsnittet av lokaliteter i hver landsdel. Punkter er flyttet for å unngå at de dekker hverandre.

Liten lauvgreinbukk (*Pogonocherus hispidus*)

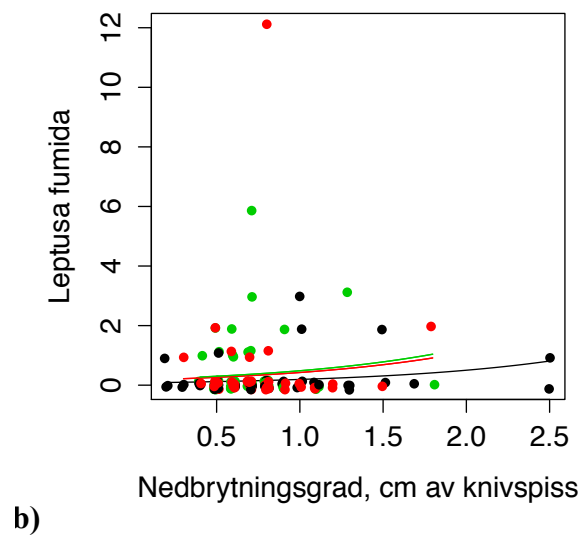
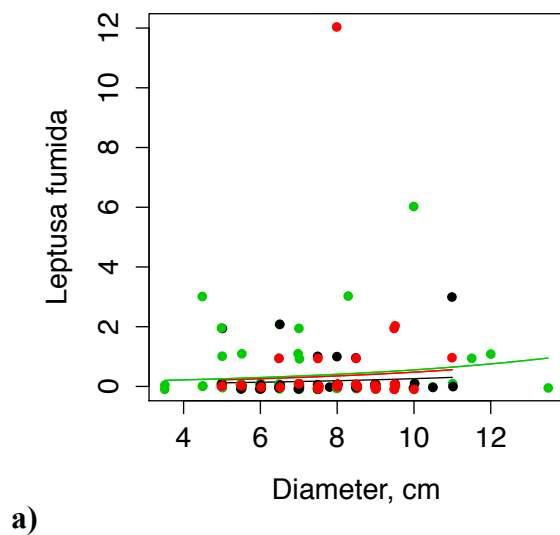
Eneste signifikante miljøvariabel for lindegrenene med liten lauvgreinbukk (*Pogonocherus hispidus*) var diameterstørrelse og denne korrelasjonen var negativ (Figur 12).

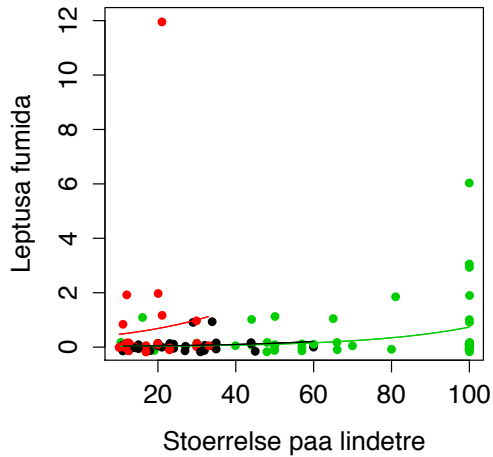


Figur 12 Abundans av *Pogonocherus hispidus* per lindegren ved ulike diameterer av lindegren. Grønn linje viser forventet forekomst av *Pogonocherus hispidus* for Vestlandet, svart og rød linje viser henholdsvis Osloområdet og Sørlandet. Alle prediksjonslinjer representerer gjennomsnittet av lokaliteter i hver landsdel. Punkter er flyttet for å unngå at de dekker hverandre.

Leptusa fumida

Abundans av *Leptusa fumida* hadde positiv korrelasjon til diameter, subjektiv nedbrytningsgrad og størrelse på lindetre (Figur 13).



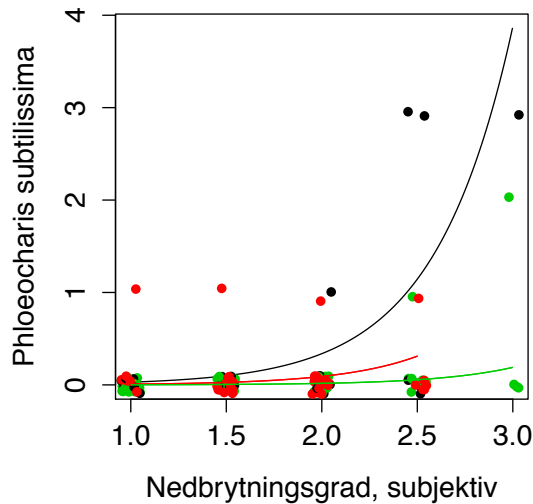


c)

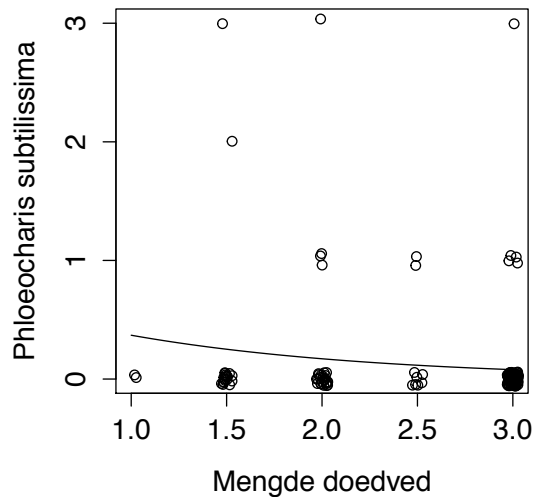
Figur 13 Abundans av *Leptusa fumida* per lindegren ved ulike miljøvariabler. a) diameter av gren, b) nedbrytningsgrad og c) størrelse på lindetreet som grenen tilhørte. Grønn linje viser forventet forekomst av *Leptusa fumida* for Vestlandet, svart og rød linje viser henholdsvis Osloområdet og Sørlandet. Alle prediksjonslinjer representerer gjennomsnittet av lokaliteter i hver landsdel. Punkter er flyttet for å unngå at de dekket hverandre.

Phloeocharis subtilissima

Arten hadde positiv korrelasjon for subjektivt målt nedbrytningsgrad og en negativ korrelasjon med mengden dødved på stedene den ble funnet (Figur 14).



a)

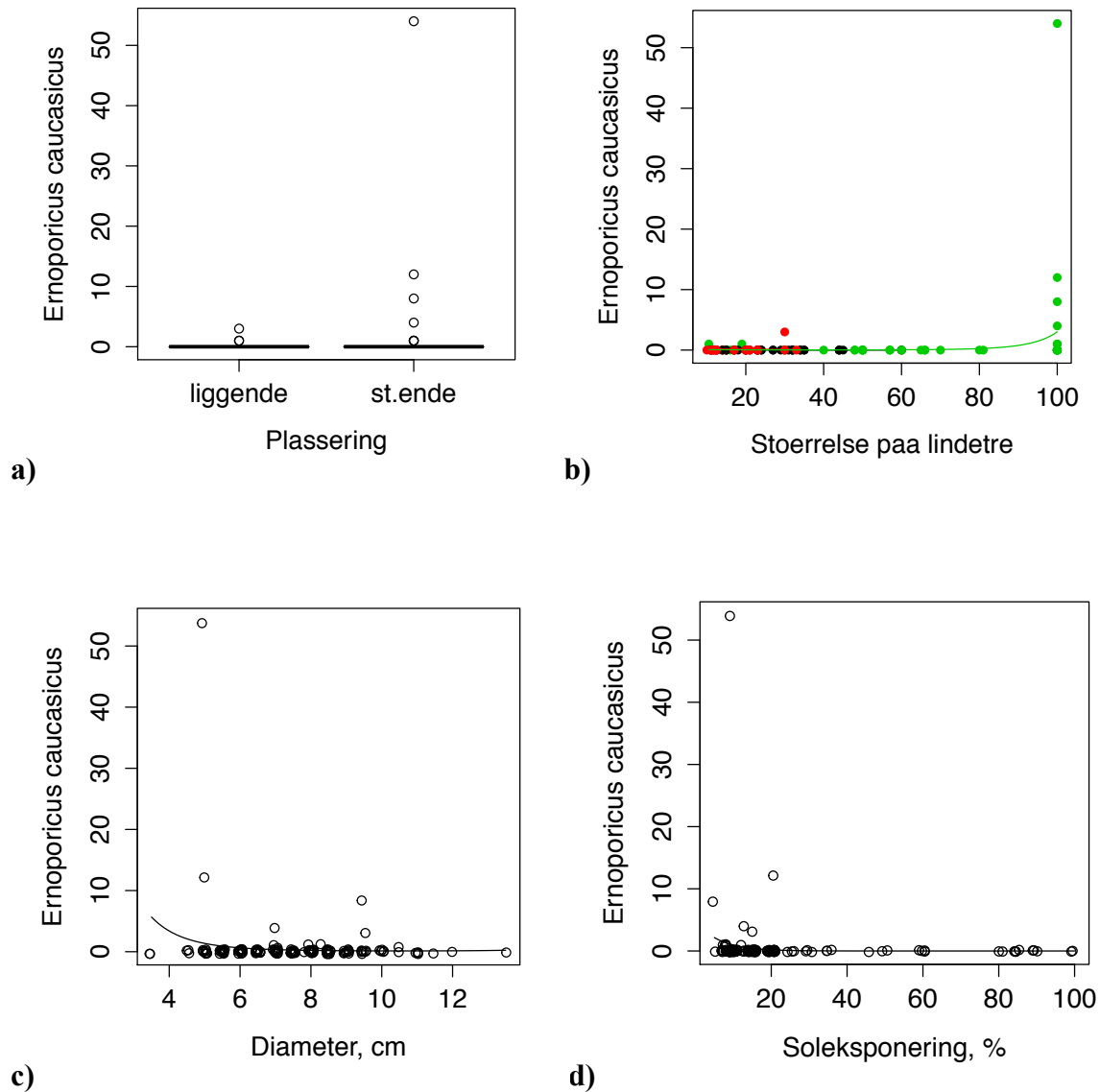


b)

Figur 14 Abundans av *Phloeocharis subtilissima* per lindegren ved ulike miljøvariabler a) nedbrytningsgrad og b) mengde dødved. Grønn linje viser forventet forekomst av *Phloeocharis subtilissima* for Vestlandet, svart og rød linje viser henholdsvis Osloområdet og Sørlandet. Alle prediksjonslinjer representerer gjennomsnittet av lokaliteter i hver landsdel. Punkter er flyttet for å unngå at de dekket hverandre.

Ernoporicus caucasicus

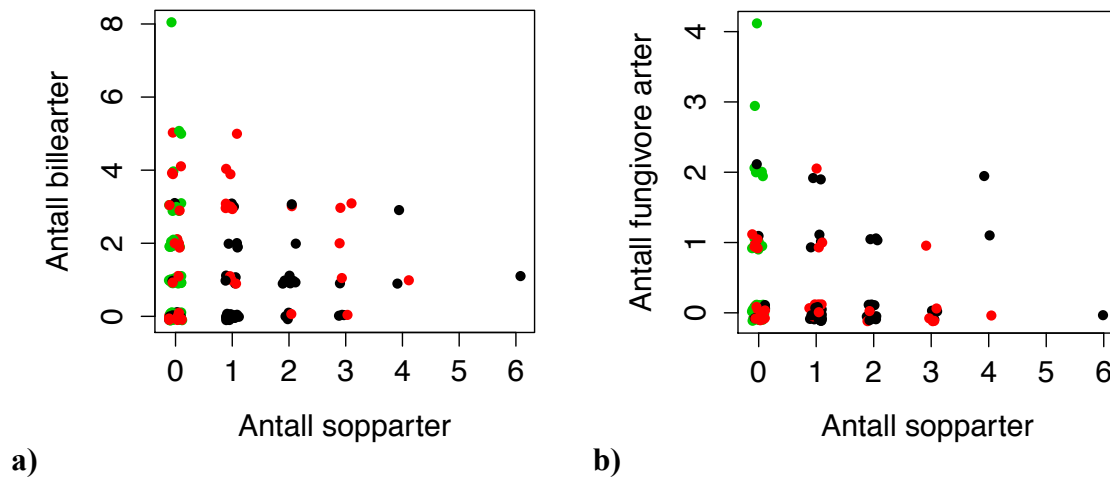
Barkebillen *Ernoporicus caucasicus* viste signifikante korrelasjoner til flere miljøfaktorer. Positive korrelasjoner fantes for størrelse på lindetreet som lindegren tilhørte. Negativ korrelasjon ble vist for veddimensjon og soleksponering. Flest individer ble funnet på stående dødved (Figur15).



Figur 15 Abundans av *Ernoporicus caucasicus* per lindegren ved ulike miljøvariabler. a) Orientering av død ved som liggende eller stående b) størrelse på lindetre, c) diameter og d) soleksponering. Grønn linje viser forventet forekomst av *Ernoporicus caucasicus* for Vestlandet, svart og rød linje viser henholdsvis Osloområdet og Sørlandet. Alle prediksjonslinjer representerer gjennomsnittet av lokaliteter i hver landsdel. Punkter er flyttet for å unngå at de dekket hverandre.

Sopp som mikrohabitat

Det var ingen korrelasjon mellom antall billearter antall sopparter (Figur 16). Selv ikke antall fungivore arter var korrelert med sopparter per lindegren. På Vestlandet ble det ikke funnet sopp på barkeavskjær fra noen av lokalitetene.



Figur 16 (a) Antall bille- og sopparter per lindegren og (b) antall fungivore arter og sopp per lindegren. Grønne punkter viser lindegrener fra Vestlandet, røde og svarte punkter viser henholdsvis grener fra Sørlandet og Osloområdet. Punkter er flyttet for å unngå at de dekket hverandre.

Treslag

Tre av de fremklekkede billeartene ser ut til å være monofage til lind etter dødvedbasen nemlig *Stenostola ferrea*, *Exocentrus lusitanus*, og *Ernoporicus caucasicus*. 20 av artene er bare kjent fra løvtrær og 18 arter har kjent tilknytning til både løv- og bartrær. Svart lindebukk (*Stenostola ferrea*) er så langt kun funnet på lind. Dette kan skyldes få rapporteringer ettersom arten ble bedre beskrevet og sammenlignet med sin søsterart *Stenostola dubia* i 2005 (Wallin et al., 2005). Først i 2011 ble arten med sikkerhet rapportert fra Norge og da kun fra noen få lokaliteter på Sørlandet (Kvamme og Wallin). *Ernoporicus caucasicus* er kun registrert på bøk (*Fagus sylvatica*) i tillegg til lind. Arten er likevel registrert med preferanse til lind (Ehnström, 2006). Og i denne innsamlingen ble den hovedsakelig funnet på Vestlandet der bøk er betydelig mindre utbredt enn lind. Liten lindebukk (*Exocentrus lusitanus*) er nevnt med unntaksvise forekomster på hassel (*Corylus sp*) i Ehnström og Holmer (2007), men ikke i dødvedbasen (Dahlberg og Stokland, 2004).

Diskusjon

Resultatene i denne studien viser at en relativt høy andel dødved av lindegrener utnyttet direkte av vedlevende billefauna. Biller fra mange av de vanligste vedlevende familier ble samlet, slik som kortvinger, kjukeborere og trebukker. Kortvinger er en stor familie med et variert levevis både som vedlevende og ikke-vedlevende. Kjukeborere er sterkt assosiert med poresopper, og flere studier knytter arter i denne familien til bestemte sopper (Fossil og Andersen, 1998, Nikitsky og Schigel, 2004, Stokland et al., 2012). Ingen slike soppassosiasjoner var mulig å finne i denne studien, men dette skyldtes få funn av de samme soppartene. Trebukker regnes for å ha et vedspisende levevis der larven kan utnytte næring i tre ved hjelp av cellulosedbrytende sopp og bakterier i tarmen (Martin, 1991, Allison et al., 2004). Andre familier som er representative for fauna i død ved ble også funnet, slik som gnagbiller (Trogosstidae), borebiller (Anobiidae), kjukebiller (Erotylidae), Colydiidae, Rhizophagidae, nebbiller (Salpingidae) og kardinalbiller (Pyrochroidae). Mer overraskende er funn av et individ av en løpebille (Carabidae) som ikke regnes som vedlevende. Tre vannlevende arter fra familiene vannkjærer (Hydrophilidae) og palpebiller (Hydraenidae) skiller seg også ut, da disse ble funnet i en våt trestokk som lå i en bekk.

Å studere vedlevende biller ved fremklekking av dødved har gitt et relativt lavt nummer av individer sammenlignet med andre mer brukte innsamlingsmetoder slik som vindusfelle festet til dødved. Til gjengjeld har klekkemetoden gitt et høyt nummer av vedlevende biller som sjelden fanges av andre metoder. Den samler også vedlevende organismer som er direkte knyttet til for eksempel treslag og nedbrytningsgrad, fordi den fanger dyrene etter habitatvalget er gjort (Ferro og Carlton, 2011). Det ble funnet en god del arter kjukeborere (Ciidae) i denne studien, til sammen 105 individer fordelt på sju arter. Dette tilsvarer 16% av alle innsamlede individer og 14% av alle arter. Det er en betraktelig større andel enn de fleste andre studier på lind (Solevåg, 2013) (Jonsell og Andersson, 2011). Kjukeborere er stedfaste og flyr sjelden, og kan derfor være underrepresentert i mange studier. Fire av de innsamlede kjukeborerne (*Cis festivus*, *Cis vestitus*, *Cis quadridens* og *Cis castaneus*) er ikke registrert tilknyttet til lind i dødvedbasen av Dahlberg og Stokland (2004). *Cis vestitus* kan dessuten se ut til å opptre like ofte på lind som på eik, som er det antatt vanligste treslaget (pers.komm Stefan Olberg).

Regionale mønster

Det er et generelt mønster for artsmangfold i Norge at mange varmekrevende arter har sin utbredelser på Østlandet og sørover i kystområdene mot Sørlandet. Dette gir et større artsmangfold av enkelte grupper for disse områdene. Det var derfor naturlig å undersøke forskjeller i artsrikdom og artskomposisjon hos vedlevende biller mellom disse områdene i Norge, og resultatene var ikke helt i samsvar med det tradisjonelle mønsteret. Gjennomsnittlig antall billearter per lindegren var høyest på Sørlandet etterfulgt av Vestlandet. Resultatene viste at Sørlandslokalitetene ikke hadde signifikant økning i artsrikdom per lindegren sammenlignet med Osloområdet. Dette skyldes høyst sannsynlig at dataene for Sørlandet hadde større variasjon der trestokker hadde både få og mange billearter. En slik stor variasjon gjør det vanskeligere å påvise signifikans selv om det er tydelig at medianen og gjennomsnittet viste høyere artsrikdom på Sørlandet enn Osloområdet og Vestlandet. Totalt sett per region ble det funnet 29 arter på Sørlandet og 29 på arter Vestlandet, men med tanke på at det ble samlet færrest trestokker fra Sørlandet er det naturlig å anta at flere billearter ville vært samlet her ved en lik innsamling. Det samme kan sies for Osloområdet det lokalitetene lå tettere sammenlignet med de andre regionene. Dersom lokalitetene i Osloområdet hadde større avstand ville sannsynligvis flere arter vært samlet.

Rødlistefunn samsvarer bedre med det generelle mønsteret der flest truede arter finnes i de varmere Øst- og Sørlandsområdene (Kålås et al., 2006, Kålås et al., 2010). De to rødlistede artene som ble funnet på Sørlandet kom begge fra samme lokalitet, nemlig Fløyåsen i Arendal som ellers hadde en sammenlignet høy artsrikdom. Det er et interessant trekk at fem innsamlede arter kun ble funnet på denne lokaliteten. Resultatene fra denne lokaliteten viste derfor at høy artsrikdom gav flere rødlistede arter.

Samspill mellom biller

Resultatene viste tydelig at predatorer forekom på samme lindegrener som biller fra de to andre funksjonelle gruppene. Denne korrelasjonen var lineær og antall predatorarter økte med antall arter fungivore og vedspisende arter. Det er vist for biller at de kan utnytte samme trestokk i mange år og det kan tenkes at en predator vil bosette seg i nærheten av disse billene. Et annet interessant poeng er at enkelte predatorer er dokumenterte rovdyr på midd (Acari), spretthaler (Collembola) og fluelarver (Diptera) (Buckland, 2007). Disse dyrene er ikke tatt med i denne studien, men kanskje forekommer disse dyregruppene oftere i samme grener som

fungivore og vedspisende biller. Også mellom fungivore og vedspisende arter ser det ut til å være en sammenheng der økt tilstedeværelse av den ene gruppen gir flere av den andre. Dette er overraskende ettersom jeg forventet at disse gruppene ikke forekom like ofte sammen på grunn av ulike habitatpreferanser, særlig med hensyn til nedbrytningsgrad. Resultatene kan være et tegn på at det finnes en fellesnevner som gjør at biller generelt sett trekker mot enkelte lindegrener, og at denne fellesnevneren er viktigere enn et eventuelt konkurranseforhold. For eksempel er kjemiske stoffer og strukturelle forskjeller i ved foreslåtte andre miljøfaktorer som kan spille inn for vedlevende arter (Renvall, 1995, Stokland et al., 2012). Vedens tetthet og tilveksthastighet kan være en viktig faktor. Det kan tenkes at et raskvoksende tre med brede årringer har andre egenskaper enn et tre som har vokst næringsfattig og langsomt med tette årringer, slik Dahlberg og Stokland (2004) foreslår. Jeg vil tro at det er særlig næringstoffene i dødved som avgjør artsrikdom av vedspisende og fungivore arter hos alle vedlevende dyregrupper. For byttedyrene vil føde være relatert kjemisk til dødveden eller av mengden vedvoksende sopper, og predatorarter vil følge etter disse artene og oppholde seg på samme type dødved.

Larvene til biller i familiene trebukker og barkebiller utvikles begge i silvev og vedvev (Allison et al., 2004). Det er derfor interessant å undersøke samspillet mellom disse phloeofage gruppene. Resultatene i denne studien viste en svak nedgang i abundansen av barkebiller dersom det er trebukker tilstede i en lindegren. Ingen slik signifikant trend var ikke mulig å finne målt i artsrikdom, men resultatene viste at det var få barkebillearter der det var trebukkarter. Schroeder og Weslien (1994) observerte lignende resultater der kun få barkebiller vokste opp til voksne dersom trebukkklarver var tilstede. Det er mulig at denne synlige nedgangen av barkebiller ved tilstedeværelse av trebukker skyldes konkurranse om den samme næringen i innerbark i dødved. Det kan også hende at de store trebukkklarvene er fakultative predatorer på barkebiller slik Dodds et al. (2001) påviste for arter knyttet til furutrær. Trebukklarver er ofte mange ganger større enn barkebillelarver og gnagsporene er gjerne store og omfattende. Det kan derfor tenkes at trebukkklarver ødelegger innerbarksubstratet som barkebiller er avhengige av, og at barkebiller ofte taper et slikt konkurranseforhold. En slik hypotese er antydnet i en upublisert studie som undersøkte blant annet dette i blandet barskog på Østlandet (Jacobsen et al.).

Habitatkrav

Vedlevende biller opptrer på habitater i småskala slik som et enkelt tre eller en skog. Arters habitatkrav er et komplekst bilde og informasjon om dette må være på et nivå som er lite nok til å finne de avgjørende variablene. I denne studien ble mange analyser gjort på dødvedvariasjoner i tillegg til skogegenskaper på lokalitetsnivå for å undersøke en del faktorer og nisjer som har betydning for vedlevende biller. Få miljøvariabler viste generelle trender slik som økende eller synkende nivåer av artsrikdom og biodiversitet, av vedlevende biller. Først ved oppdeling av billefaunaen etter levevis var det spesifikke habitatpreferanser å måle. Vedspisende biller skilte seg fra fungivore arter og predatorer fordi ingen målte miljøvariabler så ut til å være felles for denne gruppen. Vedspisende biller er ofte knyttet til nydød og lite nedbrutt dødved fordi de er avhengig av næring som treet hadde da det levde (Allison et al., 2004). Mine resultater for gruppen vedspisende biller kunne ikke påvise en slik sammenheng. Noe av grunnen til dette kan muligens ligge i inndelingen av denne gruppen. Fordi det er ukjent for mange grupper hvilke biller som direkte utnytter dødved er inndelingen for denne funksjonelle gruppen mer usikker enn fungivore arter og predatorbiller. For å gå nærmere inn på dette og å undersøke feilkilder testet jeg miljøvariabler mot arter av familien trebukker, som er godt dokumentert som vedspisende (Kukor et al., 1988, Allison et al., 2004, Ehnström og Holmer, 2007). En slik oppdeling gav noen fellesnevnerer, men kun for et fåtall miljøvariabler. Det kan derfor tenkes at vedspisende arter har mer ulike habitatkrav. Ulike habitatkrav var også tydelig hos de fem enkeltartene som ble testet. Enkeltarter viste divergerende preferanse til grendimensjon og nedbrytningsgrad. For å si noe om en enkeltarts habitatkrav var det derfor ikke mulig å bruke den funksjonelle gruppen arten tilhørte som en standard fordi enkeltartenes preferanser i noen tilfeller gikk imot dette mønsteret. Fungivore biller og predatorarter viste forbausende like substratpreferanser. Dette kan ses i sammenheng med at nesten alle predatorarter er funnet ved tilstedeværelse av fungivore biller, men det var likevel langt flere fungivore arter som kunne trukket habitatkravene i en annen retning. Flere av de samme miljøvariablene gav signifikante korrelasjoner og viste i tillegg like optimumsnivåer.

Et interessant funn kom fra en lindegren som ble samlet fra en bekk. Hele åtte arter ble funnet på denne lindegrenen, der både vannlevende og vedlevende biller fantes. I Dahlberg og Stokland (2004) er 63 vedlevende organismer knyttet til ved i vann, men lite er kjent om disse artenes habitatkrav.

Treslag

Kun et fåtall av de fremklekkede artene i dette forsøket var monofage arter. I en eldre undersøkelse av den svenske entomologen Thure Palm nevner han 14 billearter som kun er assosiert med lind, og rundt 17 arter som kun finnes på lind og én annen treslekt (1959). Ved en lengre innsamlingsinnsats er det derfor trolig at jeg ville funnet flere slike arter. Likevel er det trolig færre arter som knyttes opp til ett enkelt vertstre i dag. Dette er på grunn av bedre kunnskap om arters vertstretilknytning gjennom databaser slik som dødvedbasen av Dahlberg og Stokland (2004). Det er likevel mulig at enkelte av artene har sterk preferanse for lind. For eksempel ble snutebillen *Trachodes hispidus* funnet på 20 % av alle innsamlede lindegrener i denne studien. I dødvedbasen er arten listet med tilknytning til sju andre treslag. Likevel, med tanke på at arten i så stor grad utnyttet tilfeldig, innsamlet dødvedsubstrat av lind, og med et betydelig antall individer per gren, vil jeg påstå at denne arten viser en klar preferanse for lind. I det minste tror jeg dette gjelder for populasjoner i Norge. Det er nærliggende å si det samme for kortvingen *Leptusa fumida* som ble samlet fra 16 % av lindegrene. Denne arten ble også funnet i et betydelig antall individer, men på grunn av det ukjente leveviset til denne billen vil jeg ikke påstå at den er spesielt knyttet til lind.

Nedbrytning av dødved

Nedbrytningsstadium av dødved er en miljøfaktor som ser ut til å spille inn på de fleste billearter. Nedbrytningsgraden i denne studien viste fellestrekk der større artsrikdom fantes ved intermediær nedbrytningsgrad. Fungivore arter og predatorarter viste ikke bare økende trend, men hadde et optimumsnivå ved intermediær nedbrytningsgrad. Resultatene samsvarer kun delvis med andre nivåer funnet i Dahlberg og Stokland (2004). Denne svenske studien viser at det er flest billearter ved tidlige nedbrytningsstadier av dødved og med et synkende antall arter ved seine nedbrytningsnivåer. I min studie har det derimot vært en økt biodiversitet fra tidlig til intermediær nedbrytning. Dette støttes også av habitatkravene til flere av de testede enkeltartene. Årsaken til disse ulike resultatene kan ligge i ulik definisjon av ”lav” eller ”intermediær” nedbrytning i de to studiene. Det kan også tenkes at strukturen i lindeved gjør at det er enklere for biller å kolonisere dødved av lind ved høyere nedbrytningsgrad, enn for dødved generelt. I en klekkestudie gjort på kvitgran (*Picea glauca*) i Canada, fant forskere lite forskjell i artsrikdom over seks nedbrytningsgrader (Lee et al., 2014). I samme studie var det klare forskjeller i artskomposisjonen og en del barkebiller ble

kun funnet i nydød ved, etterfulgt av fungivore og predatorarter i intermediære nivåer av nedbrytning. Denne turnover effekten observerte jeg også hos lind. Barkebillen *Ernoporicus caucasicus* hadde klar preferanse mot svært nydød lindeved, og fungivore arter og predator arter viste preferanse for intermediær nedbrytning. Etersom fungivore arter er avhengige av sopp er dette forventet. Vedlevende sopper forekommer nemlig i størst artsrikdom ved intermediært nedbrytningsgrad av død ved (Dahlberg og Stokland, 2004).

Resultatene i denne studien støtter eksisterende bevis for at monofage arter finnes ved lav nedbrytningsgrad (Jonsell et al., 1998). De tre monofage billeartene var phloeofage trebukker og barkebiller og fantes ved et tidlig suksesjonsstadium av nedbrytning. Dette inkluderer også *Trachodes hispidus* som jeg foreslår har en sterk preferanse til lind.

Diameter

Dimensjonsstørrelse hadde tydelig innvirkning på abundansen av de fleste enkeltarter i denne studien. Resultater støtter derfor andre studier som har vist at dimensjonsstørrelse kan være et viktig habitatkrav hos biller (Kolb et al., 2006, Timms et al., 2006, Foit, 2010). Mens de fleste studier har undersøkt store dimensjoner av dødved over 20 cm eller 40 cm i diameter, bidrar denne studien til å belyse at det er forskjeller også i mindre dimensjoner. To av fem undersøkte billearter (*Pogonocherus hispidus* og *Ernoporicus caucasicus*) hadde preferanse for tynnere lindegrener. Denne nisjespesialiseringen for grendimensjoner vil gjøre det mulig for konkurrerende arter å utnytte dødved i et område. Dette var i hvert fall en av grunnene til at jeg fant så mange forskjellige arter i død lindeved. Diameter som miljøfaktor for artsrikdom og biodiversitet er et problematisk mål ettersom det naturligvis gir et større barkeareal og dermed større substratområde. Andre studier har likevel vist at enkelte billearter stort sett kun forekommer på veddimensjoner over 20 cm i diameter (Dahlberg og Stokland, 2004). Veddimensjon er derfor et reelt habitatkrav for enkelte arter. For de andre undersøkte enkeltartene (*Leptusa fumida* og *Trachodes hispidus*) som viste økt antall individer ved høyere veddimensjon, kan det ikke utelukkes at årsaken var økt barkeareal.

Flere av prediksjonslinjene i diametergrafene har en u-formet linje som viser preferanse for de laveste og høyeste dimensjonene av grener. I slike tilfeller er det den generelle trenden i prediksjonslinjen som må tolkes heller enn detaljer i ender av linjen. Dette er et resultat av at den kvadratiske, polynomiske modellen legger linjen etter datapunkter. Det er derfor ikke

sannsynlig at det er en reel biologisk situasjon at arten foretrekker både lav og høy veddimensjon. Det må også understrekes at arter som ikke stiller krav til veddimensjon ikke ville gitt utslag med signifikant preferanse for diameter. Disse billeartene er derfor ikke blitt undersøkt i denne studien. Mange arter, kanskje også de fleste, skilte ikke på veddimensjonene mål i dette forsøket.

Soleksponering

Av de innsamlede lindegrenene var det få representanter for høy soleksponering. Dette skyldes hovedsakelig at skogslokalitetene i Osloområdet og Sørlandet for det meste var tette og få av disse innsamlede trestokkene hadde en eksposisjonsgrad over 30 %. Høy soleksponering av død lindeved gav ikke signifikant større artsrikdom av biller i denne studien slik det er vist for flere andre edelløvtrær (Vodka et al., 2009, Bouget et al., 2014). Likevel var det to billearter som viste preferanse for dette. Disse artene hadde motsatte habitatkrav der den vedspisende snutebiller (*Trachodes hispidus*) krevde høy soleksponering og ambrosiabiller (*Ernoporicus caucasicus*) kun koloniserte grener med lav soleksponering. Disse resultatene er i tråd med en studie av Vodka et al. (2009) der forfatterne undersøkte habitatkrav for biller i eik. Det var en økt artsrikdom ved høy soleksponering, men konfidensintervallet var stort og dette skyldes ulik preferanse fra enkeltarter. Det samme ble også vist i Bouget et al. (2014) som undersøkte ulike treslag i franske skoger. Studien undersøkte åpenhet rundt dødved og 77% av billeartene som reagerte med signifikans til åpenhet hadde positiv respons. 23% av billeartene viste negativ korrelasjon til åpenhet. Likevel var det bare 36% av totalt antall biller som reagerte signifikant, og derfor er det sannsynlig at mange billarter ikke har preferanse for soleksponering (Bouget et al., 2014). I denne studien ble det ingen signifikante korrelasjoner for tre av fem enkeltarter. Det er derfor sannsynlig at andre faktorer påvirker forekomsten til disse artene i større grad.

Det er også vist i en omfattende studie av Lindhe et al. (2005) at viktigheten av soleksponering varierer med treslag. Her gav soleksponering større utslag for billearter knyttet til eik og selje enn for bjørk og gran. Trenden var økt artsrikdom ved høy innstråling, men også her var halvparten av billeartene uten preferanse. Det varmekrevende treslaget lind vokser ofte i sørvendte lier i Norge. Det kan derfor tenkes at denne faktoren er viktig for vedlevende biller på lind. Ut fra resultatene i denne studien er det vanskelig å gi kvantitative indikasjoner på viktigheten av soleksponering på lind, særlig fordi på grunn av få

representanter for høy innstråling. Ved enkelte lokaliteter i denne studien var gjengroing sannsynligvis årsak til manglende soleksponerte trær, særlig de undersøkte lokalitene av styva trær.

Soleksponering er vist å være mer viktig for rødlistede billearter enn vedlevende biller generelt (Jonsell et al., 1998). Rødlisteartene i denne studien *Stenostola ferrea* ble funnet ved en høy eksposisjonsgrad på 45%, mens *Mycetochara humeralis* og *Cis quadridens* ble klekket fra grener ved henholdsvis 20% og 8% soleksponering. Rødlisteartene i dette forsøket gir derfor ingen entydige resultater. De to sistnevnte artene er fungivore arter og dermed er sannsynligvis forekomst av sopp en viktigere faktor enn soleksponering.

Orientering av dødved

Om dødveden var stående eller liggende ved gav liten utslag for billefauna. Kun for én art var det tydelig preferanse for stående dødved. Denne studien kan derfor ikke si mye om hvor viktig denne miljøfaktoren er for lindeassosiert billefauna. Stående dødved er i mange studier vist å ha en positiv effekt på artsrikdom (Jonsell et al., 1998, Franc, 2007, Ulyshen og Hanula, 2009). Liggende dødved vil være påvirket av bakken den ligger på med en rekke mikroorganismer og andre detritivore virvelløse dyr. Dahlberg og Stokland (2004) har vist at flest biller er uanfektet om orientering, men rundt 37 % foretrekker stående dødved og rundt 7% er knyttet til liggende ved. En mulig årsak til få signifikante relasjoner i denne studien kan derfor være at mange undersøkte arter ikke har preferanse for denne miljøegenskapen. Det kan også tenkes at et høyt antall arter foretrekker liggende dødved.

Mengde dødved på sted

To av de undersøkte enkeltartene (*Trachodes hispidus* og *Phloeocharis subtilissima*) i dette forsøket viste negativ korrelasjon med økende mengde dødved i omgivelsene rundt. Dette virker uventet da dette gir større mengde nødvendig substrat for disse billene. En mulig årsak til dette kan være at økt dødvedmengde gav flere konkurrerende vedlevende arter i området, og at de undersøkte enkeltartene tålte denne konkurransen dårlig. Det ble ikke påvist signifikant økt artsrikdom med økt dødvedmengde i denne studien, men i en studie av Bouget et al. (2013) gjort i fransk edelløvskog var dette tydelig. I denne franske studien påviste forfatterne en positiv korrelasjon av artsrikdom til mengde dødved, men det var tydelig at denne faktoren var mindre viktig for artsrikdom enn mangfoldet av typer dødved. Mine

resultater støtter resultatene fra Bouget et al. (2013) i at variasjon av dødved er en viktigere faktor enn mengden dødved for mangfold av vedlevende biller. Dette er et viktig poeng fordi forvaltningsplaner for biodiversitet i skog ofte fokuserer kun på mengden dødved, mens det er variasjonene som ser ut til å være avgjørende.

Størrelse på lindetre

Størrelsen på treet kan fortelle noe om treets alder og sannsynligvis hvor lenge det har vært nedfall av døde grener og dermed påfyll av egnet dødvedsubstrat i umiddelbar nærhet. Denne trealderen gav i alle signifikante tilfeller en positiv effekt og viser at en slik dødvedkontinuitet er viktig. For fungivore arter kan soppvolum være avgjørende og det kan tenkes at særlig de viktige poresoppene trenger voksetid for å få et stort nok volum til å bli føde for flere arter. Barkebillen og kortvingen som viste signifikant korrelasjon til størrelse på lindetreet, har begge dårlige flyveegenskaper. Det kan derfor tenkes at denne kontinuitetsfaktoren er viktig for billearter med lavt spredningspotensial.

Sopp som mikrohabitat

Oppsiktsvekkende nok ble det ikke funnet sopp i noen av de fire vestlandslokalitetene. De 111 innsamlede soppene er derfor kun fra Sørlands- og Oslo-lokaliteter. Dette mønsteret er tidligere observert der samme innsamlingsmetode og innsamlingsinnsats har gitt betydelig færre soppfunn i Vestlandsregionen sammenlignet med Østlandet og Sørlandet (pers.komm Björn Nordén). Ingen korrelasjon mellom fungivore biller og soppforekomst ble funnet i denne studien. Dette kan være fordi billearter er selektive i soppføden og dermed har mer selektive habitatkrav enn de som var tydelig å detektere i denne studien. Dette er vist for flere biller (Jonsell og Nordlander, 1995, Fossil og Andersen, 1998, Nikitsky og Schigel, 2004). På den annen side kan biller og sopp konkurrere om den samme føden (Weslien et al., 2011). Det er blitt mistenkt at dette er tilfellet for honningsopp (*Armillaria* spp) som vokser med lange rhizomorfer under bark på dødved (pers.komm Björn Nordén). I denne studien ble det derimot funnet biller på syv av ni lindegrenene med honningsopp.

Diskusjon av metode

Det er mulig at temperatur og fuktighetsnivå under klekking kan ha hatt effekt på klekkingen av enkelte arter. Klekkerør kunne kanskje hatt en fordel av å bli sprayet med vann med jevne

mellomrom for å unngå et tørt miljø, slik det er blitt gjort i noen klekkeeksperiment. Likevel er det et større problem dersom trestokker holdes for fuktige på grunn av fremvekst av muggsopp. Jeg observerte noen døde larver under barkedisseksjon og gjennomgang av vedstrø. Samleglasset som skulle fange opp fototaktile biller fungerte ikke optimalt. Dette skyldtes at samleglasset ble satt inn i nettingen i stedet for plastlokket og dermed kom det lys inn i denne enden av papprøret. Det var derfor avgjørende å gå igjennom vedstrø i lupe og dette var tidkrevende.

Som tidligere nevnt ble noen arter tapt i transport. Tap av disse artene som hadde blitt samlet i samleglasset har sannsynligvis gitt et lavere totalt antall arter enn opprinnelig. Det har også gitt et lavere antall registrerte arter og individer per lindegren, men fordi de tapte individene var jevnt fordelt fra alle lokaliteter er det grunn til å tro at dette mønsteret vil være relativt likt i analyser. Dette gjelder også regionssammenligningene som sannsynligvis ville hatt like resultater både med og uten disse individene. Det er mulig at biller fantes i enkelte lindegrener som det ikke ble funnet biller i. Det ville dermed vært en høyere andel av lindegrene som klekket frem biller.

Videre arbeid

I gråliteratur innen naturovervåkning er det en utbredt bruk av vindusfeller for å kartlegge fauna assosiert til treslag. Innen forskning er det derimot anerkjent at denne metoden egnest seg best til å kartlegge den aktive (mobile) insektsfauna i et skogområde. Fremklekking er derfor den beste metoden til å undersøke habitatkrav og assosierte vertstre. Systematiske klekkestudier slik som denne er mangelvare og burde brukes for å øke kunnskapen om habitatkrav hos insekter og andre virvelløse dyr.

Det innsamlede materialet i denne studien kan være et godt utgangspunkt for videre studier. I tillegg til biller er andre virvelløse dyr samlet. Det er derfor mulig å videre undersøke annen fauna slik som vedlevende midd og pseudoskorpioner. Midd mangler vinger og noen av disse er derfor avhengige av insektsvektorer som barkebiller for å spres (Bridges og Moser, 1986). Slike interaksjoner kan studeres nærmere. Flere av de innsamlede billene i denne studien (*Stenichnus collaris* og *Euplectus punctatus*) er registrert som predatorer på midd og kanskje er dette utbredt. Oppsettet i denne oppgaven hadde vært et godt utgangspunkt for utvidelse til å undersøke økologiske samspill mellom disse gruppene. Vedlevende nebbmunner

(Hemiptera), tovinger (Diptera) og årevinger (Hymenoptera) er også samlet og kunne vært identifisert. Mange vedlevende årevinger er parasitter på larver til biller og andre arter og økologien rundt dette hadde vært interessant å undersøke.

Denne studien har undersøkt hvilke og hvordan miljøvariabler gir viktige habitatkrav for billefauna. Jeg har kun i få tilfeller prøvd å rangere hvilke faktorer som er viktigst på en kvantitativ måte. Det kan tenkes at f. eks veddimensjon kan påvirke hvordan dødved brytes ned. I så fall er diameter en faktor som spiller inn før nedbrytningsgrad. Statistiske redskap finnes for å gjøre en slik rangering og det er sjelden gjort i studier av fauna på dødvedsubstrat. Dette kunne derfor blitt undersøkt nærmere.

Konklusjon

Formålet med denne oppgaven var å utvide kunnskapsgrunnlaget om habitatet dødved av lind for vedlevende biller i Sør-Norge. Denne masteroppgaven har bidratt til å belyse et taksonomisk mangfold av billefauna på dødvedsubstrat av lind. Mesteparten av innsamlet dødved var kolonisert av vedlevende biller, men få monofage arter ble funnet. Studien har bidratt med nye vertstrefakta for flere arter som tidligere ikke var registrert tilknyttet lind. Minst én av disse artene forekommer sannsynligvis like ofte på lind som det antatt vanligste vertstreet eik. Denne studien støtter annen forskning som viser at fungivore billearter og predatorarter koloniserer dødved som har ligget en stund. Oppgaven dokumenterer også at predatorarter nesten utelukkende koloniserer dødved der det er andre billearter tilstede og foreslår at det finnes en fellesnevner hos dødved som gjøre den tiltrekkende for mange arter. Det ble vist en negativ korrelasjon mellom trebukker og barkebiller noe som støtter hypotesen om et konkurrerende og fakultativt, predatorisk levevis hos trebukker.

Opgaven har belyst at habitatkravene hos vedlevende biller er varierte og dette viser at billefauna hos lind har ulike nisjer. Alle målte habitatfaktorer viste signifikans og at biller har preferanse i motsatte retninger for samme miljøvariabel. Ingen miljøfaktorer kunne forklare økt artsrikdom generelt for alle vedlevende biller. Videre arbeid med habitatkartlegging burde derfor gå mer i detaljnivå på enkeltarter og deres omgivelser fordi dette bildet er komplisert og vanskelig å studiere i store linjer. Alle resultater i denne studien peker i retning at det er nødvendig med variert dødvedsubstrat i en skog for at mange arter skal trives.

Dennes studien har vist en høy artsrikdom av vedlevende biller på Vestlandet og bidratt til nye fakta om utbredelse for en del arter til Vestlandsregionen. Kun få arter viste utbredelse i alle regioner, og halvparten av alle arter ble kun funnet i én av landsdelene.

Referanser

- Alinvi, Ola, et al. (2007) Sampling saproxylic beetle assemblages in dead wood logs: comparing window and eclector traps to traditional bark sieving and a refinement. *Journal of Insect Conservation*, 11, 99-112.
- Allison, J. D., Borden, J. H. og Seybold, S. J. (2004) A review of the chemical ecology of the Cerambycidae (Coleoptera). *Chemoecology*, 14, 123-150.
- Boddy, Lynne og Jones, T. Hefin (2008) Chapter 9 Interactions between basidiomycota and invertebrates. I Lynne Boddy, Juliet C. Frankland og Pieter van, West (red.) *British Mycological Society Symposia Series*. Academic Press.
- Bouget, C., Larrieu, L. og Brin, A. (2014) Key features for saproxylic beetle diversity derived from rapid habitat assessment in temperate forests. *Ecological Indicators*, 36, 656-664.
- Bouget, C., et al. (2013) In search of the best local habitat drivers for saproxylic beetle diversity in temperate deciduous forests. *Biodiversity and Conservation*, 22, 2111-2130.
- Brandrud, Tor Erik., et al. (2011) Kalklindeskog -et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets priode II. *NINA Rapport 711*, 50 s.
- Bridges, J Robert og Moser, John C (1986) Relationship of phoretic mites (Acari: Tarsonemidae) to the bluestaining fungus, *Ceratocystis minor*, in trees infested by southern pine beetle (Coleoptera: Scolytidae). *Environmental Entomology*, 15, 951-953.
- Buckland, Philip (2007) The development and implementation of software for palaeoenvironmental and palaeoclimatological research : the Bugs Coleopteran Ecology Package (BugsCEP). *Environmental Archaeology Lab, Department of Archaeology & Sámi Studies*. University of Umeå, Sweden.
- Dahlberg, Anders og Stokland, Jogeir N (2004) Vedlevande arters krav på substrat. Jönköping, Sverige Skogsstyrelsen.
- Direktoratet for naturforvaltning (2012) Handlingsplan for utvalgte naturtype hule eiker. *DN-rapport* Trondheim.
- Dodds, Kevin J., Graber, Caelin og Stephen, Frederick M. (2001) Facultative Intraguild Predation by Larval Cerambycidae (Coleoptera) on Bark Beetle Larvae (Coleoptera: Scolytidae). *Environmental Entomology*, 30, 17-22.

- Ehnström, B og Holmer, M (2007) Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. Skalbaggar: långhorningar. Coleoptera: Cerambycidae. *Art databanken, SLU*.
- Ehnström, Bengt (2006) Åtgärdsprogram för skalbaggar på skogslind. Rapport 5552, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Ehnström, Bengt og Axelsson, Rune (2002) *Insektsgnag i bark och ved*, Uppsala, ArtDatabanken.
- Evju, Marianne, et al. (2012) Kartlegging og overvåking av rødlistearter: Framdriftsrapport for ARKO-prosjektet i 2012. *NINA Minirapport 406.*, 44 s.
- Ferro, Michael L. og Carlton, Christopher E. (2011) A Practical Emergence Chamber for Collecting Coleoptera from Rotting Wood, with a Review of Emergence Chamber Designs to Collect Saproxylic Insects. *The Coleopterists Bulletin*, 65, 115-124.
- Fjellberg, Arne (1985) Bestemmelsetabeller til norske biller som ikke er nevnt i Danmarks Fauna. Nr. 7 Fam. Elateridae, Eucnemidae, Cryptophagidae, Lathridiidae, Cisidae og Chrysomelidae. *Norske insektstabeller*.
- Foit, Jiří (2010) Distribution of early-arriving saproxylic beetles on standing dead Scots pine trees. *Agricultural and Forest Entomology*, 12, 133-141.
- Fossil, T-E og Andersen, J (1998) Host preference of Cisidae (Coleoptera) on tree-inhabiting fungi in northern Norway. *Entomologica Fennica*, 9, 65-78.
- Franc, Niklas (2007) Standing or downed dead trees-does it matter for saproxylic beetles in temperate oak-rich forest? *Canadian Journal of Forest Research*, 37, 2494-2507.
- Gjerde, Ivar, et al. (2009) Skoglandskapet - Miljøforhold og påvirkninger på rødlistearter. Trondheim, Artsdatabanken.
- Grove, Simon. J. (2002) Saproxylic insect ecology and the sustainable management of forests. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33, 1-23.
- Huntley, Brian og Birks, Harry John Betteley (1983) An atlas of past and present pollen maps for Europe: 0-13000 years ago.
- Hyvarinen, E, Koukoi, J og Martikainen, Petri (2006) A comparison of three trapping methods used to survey forest-dwelling Coleoptera. *European Journal of Entomology*, 103, 397.
- Jacobsen, Rannveig, Birkemo, Tone og Sverdrup-Thygeson, Anne Does colonization history matter in assembly of heterotrophic communities? A long-term study of priority effects from wood-boring and fungivorous beetles on wood-decay fungi. Ås, Norway, Department of Ecology and Natural Resource Management, Norwegian University of Life Sciences.

- Jonsell, Mats og Andersson, Karin (2011) Vedlevande skalbaggar på lind. *Entomologisk Tidskrift*, 132, 167.
- Jonsell, Mats, Nittérus, Karolina og Stighäll, Kristoffer (2004) Saproxylic beetles in natural and man-made deciduous high stumps retained for conservation. *Biological Conservation*, 118, 163-173.
- Jonsell, Mats og Nordlander, Göran (1995) Field attraction of Coleoptera to odours of the wood-decaying polypores *Fomitopsis pinicola* and *Fomes fomentarius*. *Annales Zoologici Fennici*, 32, 391-402.
- Jonsell, Mats, Weslien, Jan og Ehnström, Bengt (1998) Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. *Biodiversity & Conservation*, 7, 749-764.
- Jordal, John Bjarne og Bratli, Harald (2012) Styvingstrær og høstingsskog i Norge med vekt på alm, ask og lind. Utbredelse, artsmangfold og supplerende kartlegging i 2011. I Norsk institutt for naturforskning (red.) *Rapport 4*.
- Kaila, Lauri (1993) A new method for collecting quantitative samples of insects associated with decaying wood or wood fungi. *Entomologica Fennica*, 4, 21-23.
- Kaila, Lauri, et al. (1994) Saproxylic beetles (Coleoptera) on dead birch trunks decayed by different polypore species. *Annales zoologici fennici*. JSTOR.
- Kolb, TE, et al. (2006) Attack preference of *Ips pini* on *Pinus ponderosa* in northern Arizona: tree size and bole position. *Agricultural and Forest Entomology*, 8, 295-303.
- Kukor, J. J., Cowan, D. P. og Martin, M. M. (1988) The role of ingested fungal enzymes in cellulose digestion in the larvae of Cerambycid beetles. *Physiological Zoology*, 61, 364-371.
- Kvamme, Torstein og Wallin, Henrik (2011) The genus *Stenostola* Dejean, 1835 (Coleoptera, Cerambycidae) in Norway, with a review of the biology and the distribution in Fennoscandia. *Norwegian Journal of Entomology*, 58, 93-108.
- Kålås, John Atle, Viken, Å og Bakken, T (2006) Norsk Rødliste 2006. *Artsdatabanken, Norge*.
- Kålås, John Atle, et al. (2010) *Norsk rødliste for arter 2010*, Norge, Artsdatabanken.
- Leather, S. R., et al. (2014) Seeing the trees for the wood - beech (*Fagus sylvatica*) decay fungal volatiles influence the structure of saproxylic beetle communities. *Insect Conservation and Diversity*, 7, 314-326.
- Lee, Seung-II, Spence, John R og Langor, David W (2014) Succession of saproxylic beetles associated with decomposition of boreal white spruce logs. *Agricultural and Forest Entomology*, 16, 391-405.

- Lindhe, Anders, Lindelöw, Åke og Åsenblad, Nils (2005) Saproxylic beetles in standing dead wood density in relation to substrate sun-exposure and diameter. *Biodiversity & Conservation*, 14, 3033-3053.
- Lindroth, Carl Hildebrand (1967) *Våra skalbaggar och hur man känner igen dem: Med korta beskrivningar av deras utseende och levnadssätt samt deras förekomst i landet*, Bonnier.
- Martin, M. M. (1991) The evolution of cellulose digestion in insects. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, 333, 281-288.
- Mathiesen-Käärik, Aino (1960) Studies on the ecology, taxonomy and physiology of Swedish insect-associated blue stain fungi, especially the genus *Ceratocystis*. *Oikos*, 11, 1-25.
- Merrill, W og Cowling, EB (1966) Role of nitrogen in wood deterioration-amount and distribution of nitrogen in fungi. *Phytopathology*, 56, 1083-&.
- Moen, A (1998) Vegetasjonsatlas for Norge: vegetasjon. *Hønefoss: Norwegian Mapping Authority*.
- Nikitsky, Nikolay B og Schigel, Dmitry S (2004) Beetles in polypores of the Moscow region: checklist and ecological notes. *Entomologica Fennica*, 15, 6-22.
- Oksanen, Jari, et al. (2015) vegan: Community Ecology Package. *R package version 2.2-1*.
- Ottesen, Preben (1985) Biller (Coleoptera). Norske biller som ikke er omtalt i "Danmarks Fauna". En oversikt med henvisninger til bestemmelseslitteratur *Insekt-Nytt*.
- Paine, TD, Raffa, KF og Harrington, TC (1997) Interactions among scolytid bark beetles, their associated fungi, and live host conifers. *Annual review of entomology*, 42, 179-206.
- Palm, Thure (1959) Die Holz-und Rindenkäfer der süd-und mittelschwedischen Laubbäume. *Opuscula Entomologica Supplementum 16, 277, 1-374*.
- Peet, Robert K. (1974) The Measurement of Species Diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5, 285-307.
- R Core Team (2015) R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria, R Foundation for Statistical Computing.
- Ranius, T (2002) Population ecology and conservation of beetles and pseudoscorpions living in hollow oaks in Sweden. *Animal Biodiversity and Conservation*, 25, 53-68.
- Renvall, Pertti (1995) Community Structure and Dynamics of Woddrotting Basidiomycetes on Decomposing Conifer Trunks in Northern Finland. *Soc. Mycologica Fennica*.

- Sakamoto, Yosiyuki, Ishiguro, Makio og Kitagawa, Genshiro (1986) Akaike information criterion statistics. *D. Reidel Publishing Company*.
- Schroeder, L. M. og Weslien, J. (1994) Interactions between the phloem feeding species *Tomicus piniperda* (Col: Scolydidae) and *Acanthocinus aedelis* (Col: Cermabycidae), and the predator *Thanasimus formicarius* (Col: Cleridae) with special reference to brood production. *Entomophaga*, 39, 149-157.
- Skogsstyrelsen (2001) Skogsvårdsorganisationens utvärdering av skogspolitikkens effekter - SUS 2001. I förlag, Skogsstyrelsens (red.) *Meddelande 2002:1*. Jönköping.
- Solevåg, Per Kristian (2013) Undersøkelse av billefaunaen i lindedominert rasmark i Buskerud. *SABIMA kartleggingsnotat*.
- Speight, Martin CD (1989) *Saproxyllic Invertebrates and their Conservation*, Strasbourg: Council of Europe, Publication and Documents Division.
- Stokland, Jogeir N, Siitonen, Juha og Jonsson, Bengt Gunnar (2012) *Biodiversity in Dead Wood*, Cambridge University Press.
- Sverdrup-Thygeson, Anne, et al. (2010) Faglig grunnlag for handlingsplan for hule eiker. I naturforskning, Norsk institutt for (red.) *NINA Rapport 631*. Oslo, Norsk institutt for naturforskning.
- Timms, Laura L, Smith, Sandy M og De Groot, Peter (2006) Patterns in the within-tree distribution of the emerald ash borer *Agrilus planipennis* (Fairmaire) in young, green-ash plantations of south-western Ontario, Canada. *Agricultural and Forest Entomology*, 8, 313-321.
- Ulyshen, M. D. og Hanula, J. L. (2009) Habitat associations of saproxyllic beetles in the southeastern United States: A comparison of forest types, tree species and wood postures. *Forest Ecology and Management*, 257, 653-664.
- Vik, Anders og Hansen, Stig Otto (1991) *Catalogus Coleopterorum Norvegica*, Larvik, Stig Otto Hansen.
- Vodka, Stepan, Konvicka, Martin og Cizek, Lukas (2009) Habitat preferences of oak-feeding xylophagous beetles in a temperate woodland: implications for forest history and management. *Journal of Insect Conservation*, 13, 553-562.
- Wallin, Henrik, Lundberg, Stig og Hagg, Tord (2005) Are both Palaearctic cerambycid species, *Stenostola dubia* and *S. ferrea* (Coleoptera, Cerambycidae) occurring in the Nordic countries? *Entomologisk Tidskrift*, 126, 173-179.
- Weslien, J., et al. (2011) Long-term priority effects among insects and fungi colonizing decaying wood. *Journal of Animal Ecology*, 80, 1155-1162.

- Wikars, Lars-Ove, Sahlin, Erik og Ranius, Thomas (2005) A comparison of three methods to estimate species richness of saproxylic beetles (Coleoptera) in logs and high stumps of Norway spruce. *The Canadian Entomologist*, 137, 304-324.
- Økland, Bjørn (1996) A comparison of three methods of sampling saproxylic beetles. *European Journal of Entomology*, 93, 195-209.

Appendiks

Appendiks 1: Artsliste for biller med lokalitetsinformasjon

Arter i parentes regnes ikke som vedlevende.

Billeart	Oslo		Sørlandet				Vestlandet				Tilstede antall grener	Tilstede på antall lokaliteter	Antall individer totalt	
	Dronningberget	Clausåsen	Hengsåsen	Drangsdalen	Fløyåsen	Kyråsen	Paulines heller	Aust for Drivgjelet	Aurland	Eikeland				Fagernes
<i>(Anacaena lutescens)</i>								1				1	1	1
<i>Anthobium atrocephalum</i>					1							1	1	1
<i>Bibloporus bicolor</i>	2			4				1			1	6	4	8
<i>(Cercyon ssp)</i>								1				1	1	1
<i>Cerylon ferrugineum</i>					2	2		1			3	4	4	8
<i>Cis boleti</i>									5			1	1	5
<i>Cis castaneus</i>											6	1	1	6
<i>Cis festivus</i>		5				2	6	1	1		11	6	6	26
<i>Cis micans</i>									14			2	1	14
<i>Cis quadridens</i>					1							1	1	1
<i>Cis vestitus</i>	15	16	9									7	3	40
<i>Ernoporicus caucasicus</i>					1	3		7			12	10	4	86
<i>Ernoporus tiliae</i>	29								15			2	2	44
<i>Euplectus karsteni</i>						1						1	1	1
<i>Euplectus punctatus</i>											1	1	1	1
<i>Exocentrus lusitanus</i>	4		5									5	2	9
<i>Grynobius planus</i>						2			1			3	2	3
<i>(Hydraena britteni)</i>								1				1	1	1
<i>Kykloacalles roboris</i>		1			9							5	2	10
<i>Leiopus nebulosus</i>								1	4			8	2	14
<i>Leptusa fumida</i>	5	2	3	4	15	1		8	12		5	26	9	55
<i>Leptusa pulchella</i>					1			1				2	2	2
<i>Leptusa ruficollis</i>			1			1		2		1	2	5	5	7
<i>Mycetochara humeralis</i>	1											1	1	1
<i>Nemozoma elongatum</i>	1											1	1	1
<i>Oplosia cinerea</i>		4			6	4						8	3	14
<i>Orchesia undulata</i>				1				1				2	2	2
<i>Orthocis alni</i>	1	4	2			6						8	4	13
<i>(Oxypselaphus obscurus)</i>					1							1	1	1
<i>Phloeocharis subtilissima</i>	4	4	5	2		2					3	13	6	20
<i>Pogonocherus hispidus</i>	4			1	7	1	1	4		2	7	12	8	27
<i>Rhizophagus dispar</i>					1			4	2	1	6	8	5	14
<i>Rutpela maculata</i>						1		1				2	2	2
<i>Salpingus planirostris</i>						1				1		2	2	2
<i>Schizotus pectinicornis</i>											2	1	1	2

Appendiks 2: Fordeling av funksjonelle grupper

Funksjonelle grupper for alle billearter slik de er brukt i analyser.

Art	Vedspisende	Fungivor	Predator
<i>Anacaena lutescens</i>	-	-	-
<i>Anthobium atrocephalum</i>	x	-	x
<i>Bibloporus bicolor</i>	-	-	x
<i>Cercyon ssp</i>	-	-	-
<i>Cerylon ferrugineum</i>	-	x	-
<i>Cis boleti</i>	-	x	-
<i>Cis castaneus</i>	-	x	-
<i>Cis festivus</i>	-	x	-
<i>Cis micans</i>	-	x	-
<i>Cis quadridens</i>	-	x	-
<i>Cis vestitus</i>	-	x	-
<i>Ernoporicus caucasicus</i>	-	x	-
<i>Ernoporus tiliae</i>	-	x	-
<i>Euplectus karsteni</i>	x	-	x
<i>Euplectus punctatus</i>	x	-	x
<i>Exocentrus lusitanus</i>	x	-	-
<i>Grynobius planus</i>	x	-	-
<i>Hydraena britteni</i>	-	-	-
<i>Kykloacalles roboris</i>	x	-	-
<i>Leiopus nebulosus</i>	x	-	-
<i>Leptusa fumida</i>	x	x	x
<i>Leptusa pulchella</i>	x	x	-
<i>Leptusa ruficollis</i>	-	x	-
<i>Mycetochara humeralis</i>	-	x	-
<i>Nemozoma elongatum</i>	-	-	x
<i>Oplosia cinerea</i>	x	-	-
<i>Orchesia undulata</i>	-	x	-
<i>Orthocis alni</i>	-	x	-
<i>Oxypselaphus obscurus</i>	-	-	x
<i>Phloeocharis subtilissima</i>	-	x	x
<i>Pogonocherus hispidus</i>	x	-	-
<i>Rhizophagus dispar</i>	-	x	x
<i>Rutpela maculata</i>	-	x	-
<i>Salpingus planirostris</i>	-	-	x
<i>Schizotus pectinicornis</i>	x	-	x
<i>Stenichnus collaris</i>	-	-	x
<i>Stenostola ferrea</i>	x	-	-
<i>Thymalus limbatus</i>	-	x	-
<i>Trachodes hispidus</i>	x	-	-
<i>Triplax aenea</i>	-	x	-
<i>Trypodendron domesticum</i>	-	x	-
<i>Trypodendron signatum</i>	-	x	-
<i>Xestobium rufovillosum</i>	-	x	-

Appendiks 3: Soppfunn

Soppart	Tilstede på antall lindegrener
<i>Acanthostigma minutum</i>	1
<i>Armillaria rhizomorfer</i>	9
<i>Biscogniauxia cinereolilacina</i>	3
<i>Bjerkandera adusta</i>	2
<i>Botryobasidium pruinaum</i>	1
<i>Byssomerulius corium</i>	2
<i>Capronia sp.</i>	1
<i>Corticium roseum</i>	1
<i>Cylindrobasidium laeve</i>	11
Ikke fertilt	13
<i>Eutypa lata</i>	1
<i>Eutypella sp.</i>	1
<i>Exidia glandulosa</i>	6
<i>Exidia sp.</i>	4
<i>Hyphoderma setigerum</i>	1
<i>Hysterium angustatum</i>	1
<i>Kretschmaria deusta</i>	1
<i>Lasiochaeria sp.</i>	2
<i>Melanomma pulvis-pyrius</i>	1
<i>Merismodes anomalus</i>	1
<i>Myxarium sp.</i>	2
<i>Myxomycet sp</i>	1
<i>Nectria cinnabarina</i>	2
<i>Nectria punicea</i>	1
<i>Nitschkia sp.</i>	1
<i>Orbilina sp.</i>	4
<i>Oxyporus populinus</i>	2
<i>Panellus stipticus</i>	1
<i>Peniophora cinerea</i>	6
<i>Peniophora incarnata</i>	1
<i>Peniophora rufomarginata</i>	22
<i>Peniophora sp.</i>	1
<i>Phellinus ferruginosus</i>	1
<i>Sistotrema brinkmannii</i>	1
<i>Stereum rugosum</i>	1
<i>Pleurotus sp.</i>	1