

Vedlevende sopp på granstokker i boreal barskog: Har fordelingen av død ved i tid og rom noen betydning for artsrikhet og forekomst?

Jørund Rolstad,
Skogforsk

Vedlevende sopp spiller en stor rolle i nedbrytningen av død ved slik at næringsstoffene kommer nye generasjoner organismer til gode. Samtidig kan de også gjøre stor skade i form av råte på levende trær. Mindre kjent er kanskje deres virksomhet i skogøkosystemet ved at de åpner livsmiljøer for en lang rekke etterfølgende organismegrupper som insekter, edderkopper, midd og bakterier - organismer som igjen påvirker næringsomsetningen i skog. De siste årene har det vært rettet søkelys på soppenes forekomst og livskrav, og deres betydning for det biologiske mangfoldet, ikke minst det faktum at mange vedlevende sopp synes å ha blitt svært sjeldne i intensivt drevne skoger. Mange sopper er idag listet som truede, sårbare og hensynskrevende i nasjonal rødliste for truede arter. I skogsertifiserings-standarder for hogst og skogbehandling legges det derfor stor vekt på at grove stokker av dødt virke skal bevares og nyskapes i den oppvoksende skogen. Når tiltak skal settes ut i praksis er det nyttig å vite om fordelingen av død ved i tid og rom har noen betydning for artsrikdom og forekomst av de aktuelle soppene. Vi kan derfor stille følgende spørsmål:

(1) Bør stokkene være samlet i konsentrerte forekomster, eller kan de like gjerne ligge spredt i terrenget? og (2) er det viktig at nye stokker ligger i skogbestand der det har ligget mye død ved før (kontinuitet)? Dette er spørsmål vi kan belyse med data fra prosjektet Miljøregistrering i skog.

Materiale og metoder

Vi har tatt for oss vedboende sopp i 2 studieområder i MiS-prosjektet; Heimseteråsen i Sigdal kommune, og Oppkuven i Nordmarka i Ringerike kommune. Disse studieområdene har stor variasjon i mengde død ved, med en dertilhørende rik soppflora. I 1998 og 1999 ble alle stokker på prøveflatene innenfor de 2 km² store områdene sjekket for forekomst av fruktlegemer av kjuker og noen barksopper (Tab.1). Områdene ble delt opp i et 100 x 100 m rutenett, og prøveflater på 50 x 50 m (2,5 daa) ble lagt i sydøstre hjørne i hver rute. Det ble notert en rekke miljøfaktorer, som diameter og nedbrytningsgrad på stokken, alder og tretetthet i rutene, og fuktighetsforhold og bonitet. Vi har benyttet en 8-delt nedbrytningsskala for stokkene, hvor grad 1 er nylig nedfalne trær, mens grad 8 er helt nedbrutte, formoldete stokker. Fruktlegemer av sopper ble funnet

på stokker i grad 1-5, mens grad 6-8 ble brukt i analysene for gammelt nedbrutt virke (kontinuitet). Vi har brukt to statistiske modeller for å synliggjøre eventuelle mønster i artsrikhet og forekomst i forhold til fordelingen av død ved, arts-akkumuleringskurver (rarefaction) og lineær (least square) regresjon.

I arts-akkumuleringsanalysene sammenlignet vi artsrikheten i ruter med mye og lite død ved. Vi talte opp stokker i nedbrytningsgrad 1-5 som var større enn 10 cm i diameter. Til å begynne med økte artsantallet raskt, for deretter å flate ut, fordi mange av de samme soppene dukket opp etter hvert som stokkantalet økte. For å få omtrent like mange stokker i hver gruppe (4-600) måtte vi plukke ut langt flere ruter med lite død ved enn ruter med mye død ved. I Sigdal dekket rutene med mye død ved tilsammen et areal på 25 daa og det var i gjennomsnitt 17,3 stokker pr. daa. Rutene med lite død ved dekket et areal på 205 daa og hadde 1,9 stokker pr. daa. I rutene med lite død ved var altså stokkene (tilsammen 394 stokker) spredt utover et areal som var 8 ganger større enn rutene med mye død ved (tilsammen 433 stokker). I Ringerike dekket rutene med mye død ved et areal på 55 daa (9,9 pr. daa), mens rutene med lite død ved dekket 155 daa (3,6 pr. daa), nesten 3 ganger så stort areal.

For å se om forekomst av gammelt, sterkt nedbrutt virke (nedbrytningsgrad 6-8) påvirket artsrikheten gjorde vi den samme metodiske sammenligningen mellom ruter som hadde gamle stokker tilstede og ruter som manglet slike stokker. Det var i gjennomsnitt 2,3 og 3,0 gamle stokker pr. daa i henholdsvis Sigdal og Ringerike i rutene med gamle stokker tilstede. For sammenligningens skyld så vi også på de rutene som hadde unge plantefelt (1-50 år gamle). I Sigdal hadde vi 209 stokker på 77,5 daa (2,7 pr. daa), og i Ringerike var det 199 stokker på 92,5 daa (2,2 pr. daa) i plantefelt.

I regresjonsanalysene så vi på enkeltartenes forekomst i forhold til mengde tilgjengelig død ved og mengde gammel nedbrutt død ved. Dersom artene er tilfeldig fordelt på stokkene uavhengig av stokkenes tetthet i rutene, ville vi forvente en lineær sammenheng som skjærer aksene i 0-punktet mellom antall tilgjengelige stokker og antall stokker med soppen tilstede (se eksempel i Fig. 1, stippet linje). En slik tilfeldig fordeling tilsier altså at sannsynligheten for å finne en sopp på en stokk er uavhengig av hvor mange stokker som finns i en rute. Avviket fra en slik for-

ventet fordeling ble så sammenholdt med tettheten av død ved, tettheten av gammelt nedbrutt virke, og andre miljøfaktorer (bonitet, markfuktighet, topografisk beliggenhet, tretetthet, trehøyde, bestandsalder, % gran, stokkenes diameter) i en multipl regressjon. Fordi flere av disse faktorene samvarierte, benyttet vi partielle korrelasjoner for å se i hvilken grad mengde død ved og gammelt, nedbrutt virke påvirket tilstedeværelsen av soppene etter at vi korrigerte for de andre miljøfaktorene. I hvert område plukket vi ut de rødliste- og indikator-artene som var vanlige nok til å anvende modellen, og sammenholdt disse med et utvalg vanlige arter (arter merket med skravur i Tab.1).

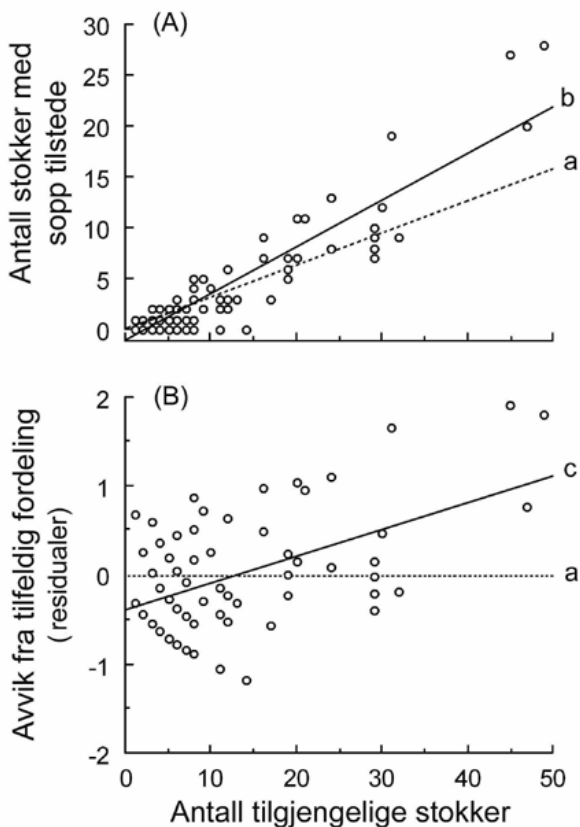


Fig.1. Forklaring til regresjonsanalysene med rekkekjuke (*Antrodia serialis*) i Sigdal som eksempel. (A) Øverst er vist sammenhengen mellom antall tilgjengelige stokker (nedbrytningsgrad 2-4, ≥ 10 cm) og antall stokker med fruktlegemer av rekkekjuken tilstede. (a) viser sammenhengen dersom rekkekjuken hadde vært tilfeldig og uavhengig fordelt, mens (b) viser den reelle lineære sammenhengen, en økning i hyppighet med økende mengde død ved. (B) Nederst er avvikene fra den tilfeldige fordelingen (residualene) plottet mot mengde tilgjengelig død ved. (For å normalisere variansen er residualene veid med kvadratroten av mengde død ved.) (a) viser null-linjen ved tilfeldig fordeling, mens (c) viser den lineære økningen i residualene med økende død ved. Det er korrelasjonskoeffisientene fra den nederste figuren som er rapportert i Tabell 2.

Resultater

Totalt sjekket vi 4.151 døde granstokker og fant fruktlegemer av 45 vedlevende sopper (Tab.1). Kumulativt antall arter økte tilnærmet lineært med økende mengde død ved på logaritmisk skala (Fig. 2, semilog-plot). Artsantallet var størst i Sigdal, med totalt 42 arter, og en økning på 5-6 arter for hver dobling av mengde død ved. I Ringerike var det totalt 26 arter, med en økning på 3-4 arter for hver dobling av mengde død ved.

For Sigdal viste arts-akkumuleringsanalysene at det ikke var noen forskjell i artsrikhet mellom de ulike kategoriene vi sammenlignet (Fig. 2). Dette gjaldt for alle artene samlet (Fig. 2A), for rødlisteartene separat (Fig. 2C), og for lokalt sjeldne arter separat (Fig. 2E). Den eneste kategorien som skilte seg ut var artsakkumuleringskurven for rødlistearter i ungsbogen (Fig. 2C-e). Her var det færre arter enn artsakkumuleringskurvene i gammelskog-kategoriene. Artsakkumuleringskurvene for Ringerike viste stort sett samme mønster (Fig. 2B, D og F). Ungsbogen hadde færre arter enn gammelsbogen. Dette gjaldt for alle artene samlet (Fig. 2B), for rødlisteartene separat (Fig. 2D), og for de lokalt sjeldne artene separat (Fig. 2F). Rutene med mye gammelt nedbrutt virke (Fig. 2B-c) hadde imidlertid noe flere arter enn rutene med lite gammelt nedbrutt virke (B-d), og dette skyldtes i hovedsak forekomsten av lokalt sjeldne arter (Fig. 2F-c og -d). Det var ingen forskjell for rødlistearter, og rutene med mye og lite død ved viste ingen forskjeller (Fig. 2B, D og F; a og b).

Regresjonsanalysene er oppsummert i Figur 3 og Tabell 2. Av 6 rødlistearter, 6 vanlige arter, og lokalt sjeldne arter sammenslått (arter funnet på færre enn 10 stokker), var det kun 2 arter som avvakte statistisk ($< 5\%$ sannsynlighet) fra en forventet fordeling, etter at andre mer innflytelsesrike forklaringsfaktorer var korrigerert for. De avvikende artene var rekkekjuke (*Antrodia serialis*) og rødrandkjuke (*Fomitopsis pinicola*), begge vanlige arter. Rekkekjuken økte noe i hyppighet med økende mengde tilgjengelig død ved ($r = 0,42$), mens rødrandkjuken økte noe i hyppighet med økende mengde gammelt nedbrutt virke ($r = 0,30$). Forklaringsverdiene var likevel moderate, 18% for rekkekjuken og 9% for rødrandkjuken, dvs at 82-91% av variasjonen i artenes forekomst skyldtes andre faktorer enn mengde død ved og gammelt nedbrutt virke (kontinuitet). De viktigste andre faktorene var diameteren på stokkene og bonitet (Tab.2).

Tabell 1. Artsliste og frekvensfordeling over kjuker og barksopper som er med i analysen fra studieområdene i Sigdal og Ringerike (Opkuven). Arter i skravur er med i de individuelle regresjonsanalysene.

Acronym	Latinsk navn	Norsk navn	Treslag	Indikatorart		Rødlistear		Sigdal Antall stokker	Ringerike Antall stokker	
				Norge ¹⁾	Sverige ²⁾	Norge 1998 ³⁾	Sverige 2000 ⁴⁾			
1	AMYLAPP	Amylocystis lapponica	Lappkjuke	Gran	X	X	V	NT	0	18
2	ANOMALBO	Anomoporia albolutescens	Hvitgul kjuke	Gran			E	CR	1	0
3	ANOMBOMB	Anomoporia bombycina	-----	Gran			V	VU	4	0
4	ANTRALBO	Antrodia albobrunnea	Brun hvitkjuke	Furu / Gran		X	DC	VU	1	0
5	ANTRHETE	Antrodia heteromorpha	Hvit grankjuke	Gran					4	12
6	ANTRSERI	Antrodia serialis	Rekkekjuke	Gran					335	93
7	ANTRSINU	Antrodia sinuosa	Hvit tøm mersopp	Gran>Furu>Lauv					33	2
8	ANTRXANT	Antrodia xantha	Rutetøm mersopp	Gran>Furu					4	0
9	ANTRCHRY	Antrodiella chrysellia	-----	Gran					1	0
10	ANTRCITR	Antrodiella citrinella	Gul snyltekjuke	Gran			V	CR	4	0
11	ANTRPARA	Antrodiella parasitica	Snyltekjuke	Gran					1	0
12	CLIMBORE	Climacocystis borealis	Vasskjuke	Gran					0	7
13	CYSTMURR	Cystostereum murraili	Duftskinn	Gran>Furu	X	X	DC	NT	21	60
14	DIPLCRUS	Diplomitoporus crustulinus	Sprekkjuke	Gran			V	VU	1	0
15	DIPLLIND	Diplomitoporus lindbladii	Gråporekjuke	Gran>Furu / Bjørk					31	2
16	FOMIPINI	Fomitopsis pinicola	Rødrandkjuke	Gran>Furu / Lauv					249	272
17	FOMIROSE	Fomitopsis rosea	Rosenkjuke	Gran	X	X	DC	NT	138	3
18	GLOEODOR	Gloeophyllum odoratum	Duftkjuke	Gran					2	1
19	GLOESEPI	Gloeophyllum sepiarium	Vedmusling	Gran>Furu>Lauv					160	156
20	HETEANNO	Heterobasidion annosum	Rotkjuke	Gran					12	9
21	ISCHBENZ	Ischnoderma benzoinum	Tjærekjuke	Gran					5	22
22	JUNGLUTE	Junghuhnia luteoalba	Okerporekjuke	Gran>Furu			DC	NT	5	0
23	LEPTMOLL	Leptoporus mollis	Kjøttkjuke	Gran	(x)	X			5	12
24	OLIGCAES	Oligoporus caesius	Blåkjuke	Gran					150	56
25	OLIGFRAG	Oligoporus fragilis	Brunkjuke	Gran					12	2
26	OLIGHIBE	Oligoporus hibernicus	-----	Gran>Furu			DC	NT	7	0
27	OLIGSERI	Oligoporus sericeomollis	-----	Gran / Furu					8	0
28	OLIGSTIP	Oligoporus stipticus	Bitterkjuke	Gran					2	1
29	OLIGTEPH	Oligoporus tephroleucus	Melkekjuke	Gran>Lauv>Furu					11	1
30	PERESUBA	Perenniporia subacida	Urskogskjuke	Gran		X	E	NT	1	0
31	PHELCHRY	Phellinus chrysoloma	Granstokkjuke	Gran	(x)	X			2	1
32	PHELFERR	Phellinus ferrugineofuscus	Granrustkjuke	Gran	X	X	DC		155	8
33	PHELNILI	Phellinus nigrolimitatus	Svartsonekjuke	Gran	X	X	DC	NT	28	234
34	PHELVITI	Phellinus viticola	Hyllekjuke	Gran>Furu>Bjørk					81	171
35	PHLECENT	Phlebia centrifuga	Rynkeskinn	Gran	X	X	DC	NT	19	9
36	PHYSSANG	Physisporinus sanguinolentus	Blødende kjuke	Gran					0	1
37	SISTALBO	Sistotrema albolutea	-----	Gran / Furu					2	0
38	SISTMUSC	Sistotrema muscicola	-----	Gran / Bjørk					1	0
39	SKELAMOR	Skeletocutis amorphia	Gullkjuke	Gran					13	3
40	SKELBREV	Skeletocutis brevispora	-----	Gran				VU	6	0
41	SKELKUEH	Skeletocutis kuehneri	-----	Gran / Furu				NT	1	0
42	SKELODOR	Skeletocutis odora	Sibirkjuke	Gran		X	V	VU	6	0
43	SKELSUBI	Skeletocutis subincarnata	Skigardkjuke	Furu>Gran					9	0
44	TRECMOLL	Trechispora mollusca	Mykkjuke	Gran / Lauv					18	0
45	TRICABIE	Trichaptum abietinum	Fiolkjuke	Gran>Furu					219	241
Sum arter i områdene									42	26

1) Brukt som indikator-/signalart i Norge (Haugset m.fl. 1996)

2) Brukt som indikator-/signalart i Sverige (Nitare 2000)

3) Norsk rødliste 1998 (DN 1999): E (endangered) direkte truet, V (vulnerable) sårbar, DC (declining, care demanding) hensynskrevende

4) Svensk rødliste 2000 (Gårdenfors m.fl. 2000): CR (critically endangered) direkte truet, VU (vulnerable) sårbar, NT (near threatened) hensynskrevende

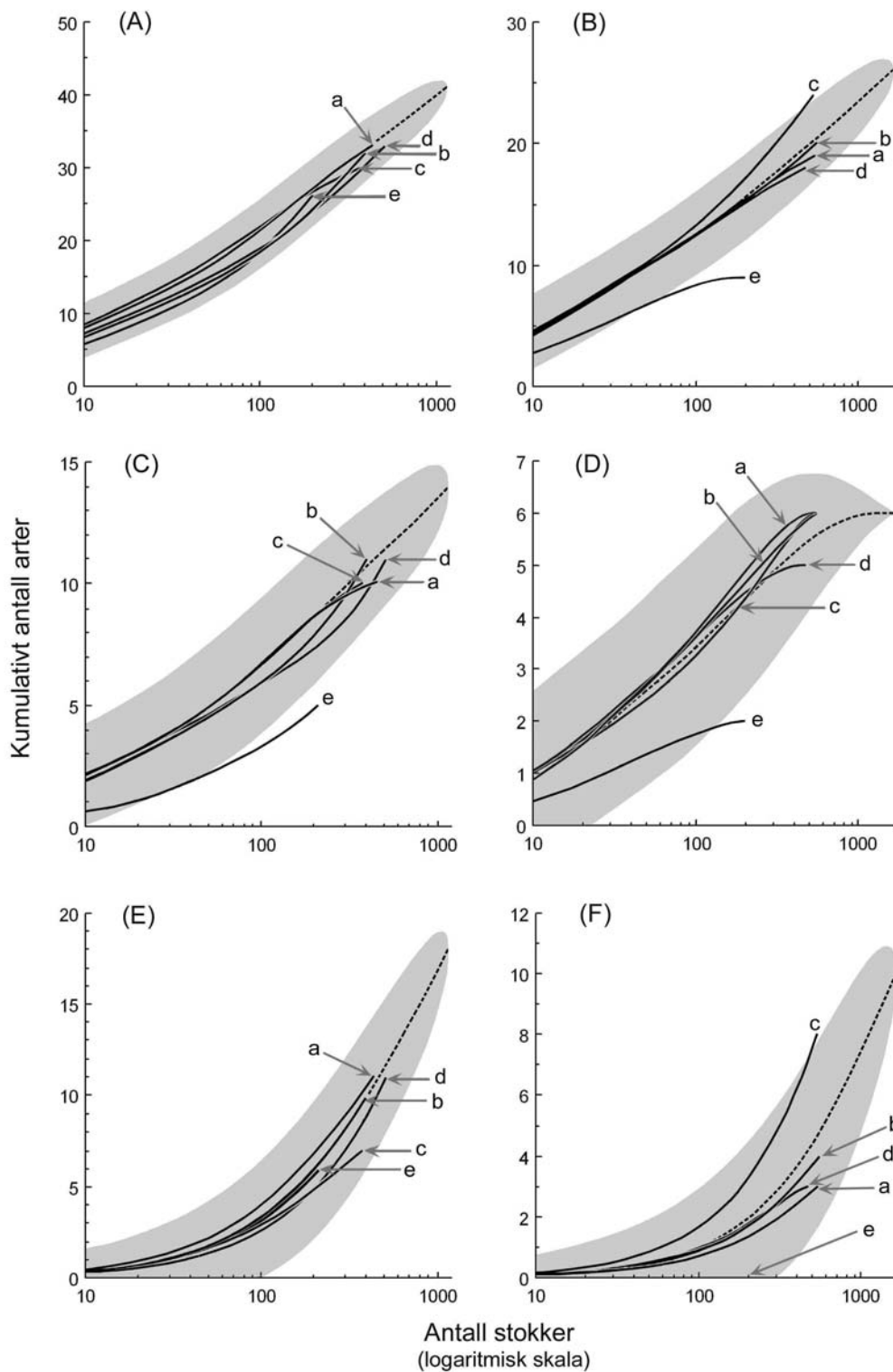


Fig. 2. Arts-akkumuleringskurver for vedlevende sopp i Sigdal (A, C, E) og Ringerike (B, D, F). A og B viser kurvene for alle artene samlet, C og D viser kurvene for rødliste- og indikatorartene separat, mens E og F viser kurvene for de lokalt sjeldne artene som forekom på færre enn 10 stokker. Stiplet linje og skravert område viser kurveforløpet med 95% konfidensintervall for alle stokkene i gammelskog. De andre kurvene er: (a) ruter med mye død ved, (b) ruter med lite død ved, (c) ruter med gammelt nedbrutt virke tilstede, (d) ruter uten gammelt nedbrutt virke, (e) ruter i ungskog. Merk at x-aksen er vist i logaritmisk skala.

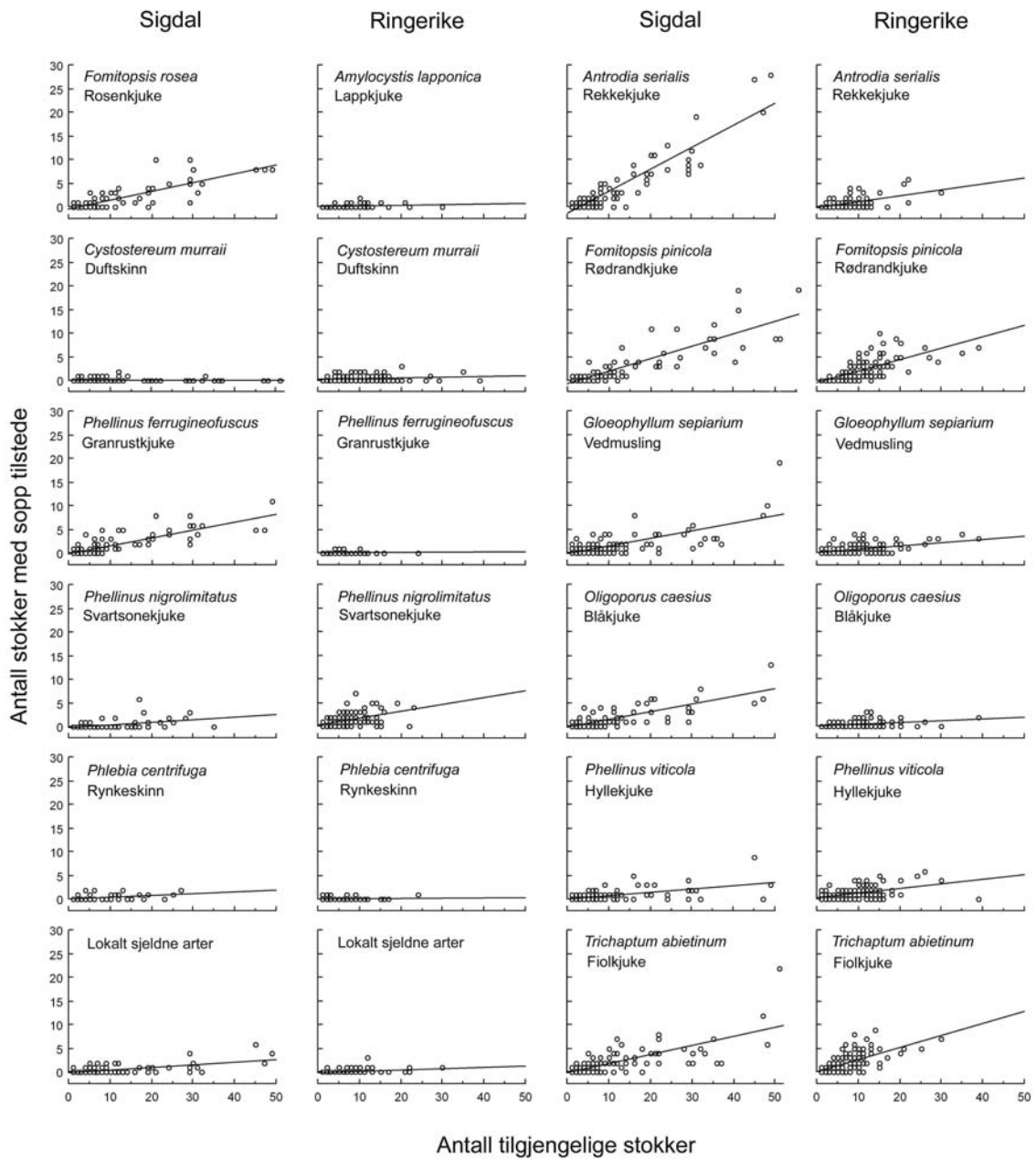


Fig. 3. Lineære regresjonsmodeller for enkeltarter i Sigdal og Ringerike der antall stokker med soppen til stede er plottet mot antall tilgjengelige stokker. (Se Fig. 1 for nærmere forklaring av modellen).

Tabell 2. Oppsummering av regresjonsanalysene for enkeltarter i Sigdal og Ringerike. Uthevete og understrekte korrelasjonskoeffisienter er statistisk forskjellig fra 0 (ingen sammenheng) på 0,05% nivå. Se Fig. 1 for nærmere forklaring av korrelasjonskoeffisientene.

Latinsk navn	Norsk navn	Data brukt i analyse		Antall ruter	Antall stokker	Antall stokker med sopp	Frekvens	Korrelasjonskoeffisient		Korrelasjonskoeffisient (partell)		Andre forklaringsvariable korrigert for i modell (positivt +, negativt -)
		Tilgjengelige stokker (nedbrytning / diameter, cm)	Nedbrutte stokker (kontinuitet) (nedbrytning / diameter, cm)					Tilgjengelige stokker r	Nedbrutte stokker r	Tilgjengelige stokker r_p	Nedbrutte stokker r_p	
SIGDAL												
<i>Fomitopsis rosea</i>	Rosenkjuke	234 ≥ 10	678 ≥ 10	102	911	135	0.15	<u>0.26</u>	0.19	0.02	-0.05	Diameter (+), bonitet (+), fuktighet (-)
<i>Cystostereum murrai</i>	Duffskinn	1234 ≥ 10	678 ≥ 10	104	1 013	15	0.01	<u>-0.23</u>	-0.16	-0.10	0.00	Bonitet (-), topografi (+), bestandsalder (-)
<i>Phellinus ferrugineofuscus</i>	Granustkjuke	234 ≥ 10	678 ≥ 10	102	911	148	0.16	0.06	0.00	0.00	-0.07	Diameter (+), fuktighet (-)
<i>Phellinus nigrolimitatus</i>	Svartsonekjuke	345 ≥ 10	678 ≥ 10	83	583	28	0.05	0.12	-0.10	0.12	-0.10	—
<i>Phlebia centrifuga</i>	Rynkeskinn	1234 ≥ 20	678 ≥ 20	75	429	19	0.04	-0.02	-0.01	-0.02	-0.01	—
	Lokalt sjeldne arter (sammenslått)	234 ≥ 10	678 ≥ 10	131	1 067	46	0.04	0.11	0.03	0.03	-0.05	Diameter (+)
<i>Antrrodia serialis</i>	Rekketjuka	234 ≥ 10	678 ≥ 10	131	1 067	335	0.31	<u>0.53</u>	<u>0.34</u>	<u>0.42</u>	* 0.04	Diameter (+), trehøyde (+)
<i>Fomitopsis pithicola</i>	Rødrandkjuka	12345 ≥ 10	678 ≥ 10	106	1 142	234	0.20	<u>0.36</u>	<u>0.43</u>	0.10	<u>0.30</u>	Diameter (+), bonitet (+), trefuktighet (-)
<i>Gloeophyllum sepiarium</i>	Vedmusling	1234 ≥ 10	678 ≥ 10	135	1 202	161	0.13	0.04	-0.03	0.07	-0.01	Bestandsalder (-), trefuktighet (-)
<i>Oligoporus caesius</i>	Blåkjuka	234 ≥ 10	678 ≥ 10	131	1 067	150	0.14	0.13	0.08	0.00	-0.03	% gran (+)
<i>Phellinus viticola</i>	Hyllekjuka	234 ≥ 10	678 ≥ 10	131	1 067	81	0.08	-0.03	0.00	-0.01	-0.01	Bestandsalder (-)
<i>Trichaptum abietinum</i>	Fiolkjuka	1234 ≥ 10	678 ≥ 10	135	1 202	219	0.18	0.04	0.09	-0.05	0.02	Diameter (+)
RINGERIKE												
<i>Amylocystis lappontica</i>	Lappkjuka	234 ≥ 20	678 ≥ 20	111	818	16	0.02	-0.02	-0.13	-0.07	-0.14	Bonitet (+)
<i>Cystostereum murrai</i>	Duffskinn	1234 ≥ 10	678 ≥ 10	119	1 320	47	0.04	-0.17	0.05	-0.10	0.08	Bonitet (-), topografi (+)
<i>Phellinus ferrugineofuscus</i>	Granustkjuka	23 ≥ 20	678 ≥ 20	109	514	6	0.01	-0.01	0.13	-0.01	0.13	—
<i>Phellinus nigrolimitatus</i>	Svartsonekjuka	345 ≥ 20	678 ≥ 20	112	805	142	0.18	-0.08	0.11	-0.08	0.11	—
<i>Phlebia centrifuga</i>	Rynkeskinn	123 ≥ 20	678 ≥ 20	113	567	8	0.01	-0.13	-0.04	-0.18	-0.09	Diameter (+)
	Lokalt sjeldne arter (sammenslått)	234 ≥ 20	678 ≥ 20	111	818	16	0.02	0.09	0.04	0.09	0.04	—
<i>Antrrodia serialis</i>	Rekketjuka	234 ≥ 10	678 ≥ 10	128	871	80	0.09	0.15	-0.01	0.07	-0.07	Diameter (+)
<i>Fomitopsis pithicola</i>	Rødrandkjuka	12345 ≥ 10	678 ≥ 10	119	1 320	268	0.20	<u>0.22</u>	0.01	0.00	-0.18	Diameter (+), bonitet (+)
<i>Gloeophyllum sepiarium</i>	Vedmusling	1234 ≥ 10	678 ≥ 10	153	1 464	120	0.08	-0.16	-0.14	-0.02	0.08	Bestandsalder (-), topografi (+)
<i>Oligoporus caesius</i>	Blåkjuka	234 ≥ 10	678 ≥ 10	153	1 338	53	0.04	0.05	0.03	0.05	0.03	—
<i>Phellinus viticola</i>	Hyllekjuka	234 ≥ 10	678 ≥ 10	153	1 338	170	0.13	-0.14	0.08	-0.09	0.16	Fuktighet (-), trefuktighet (+)
<i>Trichaptum abietinum</i>	Fiolkjuka	1234 ≥ 10	678 ≥ 10	118	920	236	0.26	0.04	-0.02	-0.02	-0.03	Bonitet (+)

*) Korrigert for mengde død ved

Diskusjon

Resultatene fra denne analysen viser at antall vedlevende sopparter økte jevnt med økende antall stokker, uten å flate ut på en semi-logaritmisk skala (antall arter økte lineært med logaritmen til mengde død ved). Det var ingen statistisk sikre forskjeller i artsantall mellom de ulike kategoriene av død ved i gammelskogen (mye død ved, lite død ved, gammelt virke tilstede, gammelt virke fraværende). Det ser derfor ut til at det er mengden død ved totalt som ligger i skogen som er avgjørende for artsmangfoldet, ikke om stakkene ligger konsentrert eller spredt, eller hvorvidt de ligger på steder med gammelt virke tilstede. Dette samsvarer med en tidligere studie av vedlevende sopper i Nordmarka (Groven m. fl. 2002). Edman og Jonsson (2001) kommer også til samme konklusjon i en lignende studie av vedlevende sopp i Nord-Sverige. Dette gir større spillerom for det praktiske skogbruket med tanke på forvaltningen av truede vedlevende sopper.

Det er imidlertid viktig å presisere forutsetningene bak denne konklusjonen. Analysen vi har gjennomført baserer seg for det første på en relativt liten romlig skala, det vil si noen hundre meter i lengste fall. For det andre har begge studieområdene i partier relativt store mengder død ved, selv om det varierer mye fra rute til rute. Dette er imidlertid en relativt vanlig situasjon man står overfor når et større område med eldre skog skal hogges. På større skala, f.eks. flere kilometer, kan det imidlertid tenkes at andre mønstre gjør seg gjeldende. Sverdrup-Thygeson og Lindenmayer (2002) viser i en studie av vedlevende sopp i Hurdal, at svartonekjuke (*Phellinus nigrolimitatus*) synes å opptre hyppigere i skogbestand som er omgitt av skog med gammelt nedbrutt virke.

Det har vært reist spørsmål om mange vedboende sopper er sjeldne fordi de har dårlig spredningsevne (Bredesen m.fl. 1997, Stenlid og Gustafsson 2001). Våre resultater antyder at så ikke er tilfelle, under de gitte forutsetningene. Rødrandkjuke og rekkekjuke var de eneste artene som skilte seg statistisk ut ved en overhyppighet i ruter med mye død ved. Begge disse artene er relativt aggressive råtesopper. Det har vært antydning at ulik konkurransevne kanskje kan være en viktigere faktor enn spredningsevne for å forklare soppenes fordeling og hyppighet (Holmer og Stenlid 1997). Det er imidlertid viktig igjen å presisere at våre resultater kun gjelder for korte avstander, hvilket ikke utelukker at sjeldne artene kan være spredningsbegrenset på større skala.

Arts-akkumuleringskurvene i ungs skogen viste at artsantallet var lavere der enn i gammelskogen. Årsaken til dette kan ligge i den radikale endringen i mikroklima som oppstår etter snauhogst. Endel vedlevende sopper kan synes å forsvinne når det blir for lysåpent etter hogst. Dette er momenter som bør være med i en vurdering av hvorvidt død ved skal bevares spredt eller konsentrert i landskapet. Dersom et lukket bestandsklima er viktig for overlevelsen av soppene, kan det være hensiktsmessig å konsentrere

den døde veden i enkelte skogbestand som unntas fra hogst.

Det bør også nevnes at våre analyser baserer seg på tilstedeværelse av fruktlegemer. Det er imidlertid kjent at soppene kan være tilstede i form av mycel, selv om fruktlegemer ikke er synlige (Gustafsson 2002, MiS-prosjektet upublisert). Det kan derfor tenkes at mange av soppene som ikke ble funnet i ungs skogen faktisk var tilstede, men at de ikke hadde produsert fruktlegemer.

Avslutningsvis skal det nevnes at selv om vedlevende sopper synes å fordele seg tilfeldig på død ved i tid og rom, kan det hende at andre organisme-grupper viser andre mønstre. For biller som lever i soppene (kjukebiller), er det funnet at enkelte arter opptrer med en overhyppighet i kjuker der kjukene vokser i konsentrerte forekomster (Kehler og Bondrup-Nielsen 1999, Rukke 2000, Thunes m.fl. 2000). Det er foreløpig ikke kjent hvorvidt dette skyldes dårlig spredningsevne, sosial attraksjon (f.eks. gjennom duft-stoffer), eller andre økologiske mekanismer.

Takksigelse

Heidi Lyngstad og Cathrine M. Whist samlet inn soppmaterialet fra Sigdal og Oppkuven og Leif Ryvarden bidro med artsbestemmelse av enkelte arter. Gry Alfredsen hjalp til med noe feltarbeid, og har også vært behjelpelig med råd og vink under analyse og skrivearbeidet.

Referanser

- Bredesen, B., Haugan, R., Aanderaa, R., Lindblad, I., Økland, B., & Røsok, Ø. (1997) Vedlevende sopp som indikatorarter på kontinuitet i østnorske granskoger. *Blyttia*, 54, 131-140.
- DN (1999) Nasjonal rødliste for truede arter i Norge 1998. DN-rapport 3, 1-161.
- Edman, M. & Jonsson, B.G. (2001) Spatial pattern of downed logs and wood-decaying fungi in an old-growth *Picea abies* forest. *Journal of Vegetation Science*, 12, 609-620.
- Gärdenfors, U. (red.) (2000) Rödlistade arter i Sverige 2000. ArtsDatabanken, SLU, Uppsala.
- Groven, R., Rolstad, J., Storaunet, K.O., & Rolstad, E. (2002) Using forest stand reconstructions to assess the role of structural continuity for late-successional species. *Forest Ecology and Management*, 164, 39-55.
- Gustafsson, M. H. (2002) Distribution and dispersal of wood-decaying fungi occurring on Norway spruce logs. Ph.D., Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- Haugset, T., Alfredsen, G. & Lie, M. H. (1996) Nøkkelbiotoper og artsmangfold i skog. Siste Sjanse, Naturvernforbundet i Oslo og Akershus.
- Holmer, L. og Stenlid, J. (1997) Competitive hierarchies of wood decomposing basidiomycetes in artificial systems based on variable inoculum sizes. *Oikos*, 79, 77-84.

- Kehler, D. & Bondrup-Nielsen, S. (1999) Effects of isolation on the occurrence of a fungivorous forest beetle, *Bolitotherus cornutus*, at different spatial scales in fragmented and continuous forests. *Oikos*, 84, 35-43.
- Nitare, J. (2000) Signalarter. Indikatorer på skyddsvärd skog. Flora över kryptogamer. Skogsstyrelsens Förlag, Jönköping.
- Rukke, B.A. (2000) Effects of habitat fragmentation: increased isolation and reduced habitat size reduces the incidence of dead wood fungi beetles in a fragmented forest landscape. *Ecography*, 23, 492-502.
- Stenlid, J. & Gustafsson, M. (2001) Are rare wood decay fungi threatened by inability to spread? *Ecological Bulletins*, 49, 85-91.
- Sverdrup-Thygeson, A. & Lindenmayer, D.B. (2002) Ecological continuity and assumed indicator fungi in boreal forest: the importance of the landscape matrix. *Forest Ecology and Management*, i tryck.
- Thunes, K.H., Midtgaard, F., & Gjerde, I. (2000) Diversity of coleoptera of the bracket fungus *Fomitopsis pinicola* in a Norwegian spruce forest. *Biodiversity and Conservation*, 9, 833-852.