

**Möjliga miljöeffekter av stubb-
behandling med TimBor, Rotstop
(pergamentsvamp) och urea
– en litteraturstudie**

Magnus Thor, Hans-Örjan Nohrstedt, Jan-Olov Weslien

**Arbetsrapport nr 351
1997**

SkogForsk
–Stiftelsen Skogsbrukets Forskningsinstitut

arbetar för ett långsiktigt, lönsamt skogsbruk på ekologisk grund. Bakom SkogForsk står skogsbolagen, skogsägareföreningarna, stift, gods, allmänningar, plantskolor, SkogsMaskinFöretagarna m.fl. som betalar årliga intressentbidrag. Hela skogsbruket bidrar dessutom till finansieringen genom en avgift på virke som avverkas i Sverige. Verksamheten finansieras vidare av staten enligt särskilt avtal och av fonder som ger projektbundet stöd. Forskning och utveckling bedrivs inom fyra huvudområden: råvara och marknad, förädling och förökning, skötsel och miljö samt driftsystem. På de områden där SkogForsk har särskild kompetens utförs även i stor omfattning uppdrag åt skogsföretag, maskintillverkare och myndigheter.

Serien Arbetsrapporter dokumenterar långliggande försök, inventeringar, studier m.m. och distribueras enbart efter särskild beställning.

Forsknings- och försöksresultat från SkogForsk publiceras i följande serier:

SkogForsk-Nytt: Nyheter, sammanfattningar, översikter.

Resultat: Slutsatser och rekommendationer i lättillgänglig form.

Redogörelse: Utförlig redovisning av genomfört forskningsarbete.

Report: Vetenskapligt inriktad serie.

Handledningar: Anvisningar för hur olika arbeten lämpligen utförs.

Förord

Föreliggande arbete är genomfört för att belysa vilka miljöeffekter som stubbehandling mot rotröta kan ge upphov till. Litteraturstudien är utförd på uppdrag av AssiDomän AB, MoDo Skog AB, Skogssällskapet, Stora Skog AB, Sydved AB och Södra skogsägarna.

I samband med litteraturstudien har även ett antal personer – forskare, tillverkare, myndighetsrepresentanter, uppdragsgivarrepresentanter m.fl. – kontaktats och utfrågats. Vi tackar dessa personer för att de beredvilligt ställt upp och underlättat vårt arbete.

Arbetet med litteraturstudien har delats upp enligt följande:

Magnus Thor har skrivit avsnitten om rotröta och stubbehandling, allmänt om pergamentsvampen samt merparten om lagstiftning. Han har även svarat för sammanställning och redigering av manuskriptet. Hans-Örjan Nohrstedt har i huvudsak skrivit avsnitten om bor och borater samt urea. Jan-Olov Weslien har skrivit merparten av avsnitten om de olika preparatens inverkan på fauna samt om stubben som ekologisk nisch. I övriga avsnitt har författarna mer gemensamt svarat för texten.

Innehåll

Rotröta orsakad av rotticka	5
Faktorer som påverkar risken för infektion	5
Stubbehandling	7
Stubbehandling	8
Preparat	8
Metoder och teknik	9
Omfattning	10
Granstubben som ekosystem och nisch för olika organismer	12
Växter	12
Svampar och insekter	13
TimBor	14
Bors geokemi	14
Bor i växter – brist och förgiftning	16
Djurtoxikologi	17
Miljöstudier	19
Arbetsmiljön	20
Rotstop (pergamentsvamp)	21
Allmänt	21
Förekomst	21
Kolonisation av stubbar	21
Kolonisation av virke	22
Effekter på flora och fauna	22
Arbetsmiljö	24
Urea	24
Kvävenedfall	24
Vad händer i marken?	24
Markvegetation	26
Effekter på fauna	28
Ytvatten	29
Lagstiftning	29
SVL 30 §: Hänsyn till naturvårdens och kulturvårdens intressen vid skötsel av skog	30
SVL 32 §: Miljökonsekvensbeskrivning (MKB)	30
Miljöskyddslagen	30
Lagen om kemiska produkter, förordningen om kemiska produkter	30
Förordning (1985:836) om bekämpningsmedel	30
Kungörelse om spridning av bekämpningsmedel (”Spridningskungörelsen”)	31
Arbetsmiljölagen	31
Berörda myndigheter och organisationer	31

Naturvårdsverket (NV)	32
Skogsstyrelsen	32
Kemikalieinspektionen (KemI)	33
Ideella naturvården	33
Sammanfattande slutsatser och synpunkter	33
Allmänt	33
Borat	34
Urea	35
Pergamentsvamp.....	35
Forsknings- och utvecklingsbehov	36
Referenser	37
Personliga meddelanden.....	47

Rotröta orsakad av rotticka

Rotröta orsakas i Sverige främst av två olika svampar; rotticka (*Heterobasidion annosum*) och honungsskivling (*Armillaria spp.*), av vilka rottickan ger upphov till de allvarligaste ekonomiska förlusterna. Rottickan sprids på två principiellt olika sätt; man skiljer på primär och sekundär spridning. *Primär spridning* sker när luftburna sporer gror på färsk och blottlagd ved, t.ex. stubbytor (Rishbeth, 1951a) och skador på stam eller rot (Isomäki & Kallio, 1974). Svampen växer sedan i form av mycel in i veden, som den dödar. Rötan tillväxer i genomsnitt ca 10 cm per år i längsled och ca 1 cm per år radiellt, men i enstaka fall kan tillväxttakten vara många gånger större. När mycelet har vuxit ut i rotsystemet på en stubbe eller ett träd kan svampen sprida sig till ett intillstående träd om rötterna har kontakt med varandra. Denna spridning via rotkontakter kallas *sekundär*. Sekundär spridning kan även förekomma mellan två generationer, d.v.s. från en slutavverkningsstubbe till den nya generationen skog. Rottickan kan leva kvar i en grov stubbe i upp till 30–40 år (Greig & Pratt, 1976).

Faktorer som påverkar risken för infektion

I trädet/stubben

De viktigaste hindren för svampangrepp i ett träd utgörs av oskadad bark, innerbarkens kemiska innehåll samt inducerade hartsutsöndringar och produktion av svamphämmande ämnen i splintveden (Johansson, 1980). Tillgången på syre avgör också hur väl rottickan lyckas ta sig igenom trädets försvar. I splintveden råder oftast så hög fuktighet att syretillgången är mycket begränsad. Vid låg syrehalt klarar inte rottickan av att bryta ner de försvarsbarriärer som bildas av trädet vid angrepp (Cwielong m.fl., 1993).

Trots kraftigt sportryck vid avverkningstillfället är det inte säkert att en stubbe blir infekterad (Dimitri m.fl., 1971). Normalt gror sporer i gränssonen mellan kärnved och splintved, där fukthalten är optimal. Redfern (1994) visade att angreppen i kärnveden ökade vid kraftigt regnande, medan angreppen i splintveden minskade i motsvarande grad. Han antog vidare att faktorer knutna till stubben i högre grad än yttre, miljöbetingade faktorer är avgörande för var någonstans på stubbytan infektionen sker.

I beståndet

Förekomsten av fruktkroppar i beståndet påverkar risken för infektion av luftburna sporer. Om bortlumpade bitar eller stockar lämnats sedan tidigare avverkningar är risken stor att fruktkroppar av rotticka bildats på dessa bitar, med kraftigare sportryck som följd (Schütt & Schuck, 1979).

Beståndshistorik och marktyp har stor inverkan på risken för rötangrepp. Första generationen gran på tidigare jordbruksmark är i regel fri från rotröta tills gallring utförs första gången. Ett dylikt bestånd är dock extra mottagligt för rotröteangrepp (Rennerfeldt, 1946). Genom stubbytorna och eventuella skador som uppkommer vid gallringen finns det färsk ved för sporer att

gro på. Får rottickan fäste i ett sådant bestånd sprider den sig snabbt – mycket snabbare än i ett bestånd på gammal skogsmark (Schlenker, 1976). Det beror sannolikt på att det finns få konkurrerande svampar i planteringen på jordbruksmark jämfört med den på skogsmark (Lagerberg, 1923; Werner, 1971, 1973; Swedjemark & Stenlid, 1993). I granbestånd på gammal skogsmark finns ofta rotröta i viss omfattning sedan tidigare, men tillväxttakten är måttlig. Man kan alltså inte vara säker på att ogallrade bestånd av minst andra generationen skog är helt rötfria (Yde-Andersen, 1978).

På kalkhaltiga marker och jordar med högt pH-värde är rötfrekvensen högre jämfört med skog på surare ståndorter (Rishbeth, 1951b; Froelich m.fl., 1966; Schlenker 1976; Stenlid & Bendz-Hellgren, 1995). Detta anses främst bero på att övrig mikroflora har svårare att konkurrera ut rottickan i alkaliska jordarter. Dessutom har rottickan förmåga att växa epifytiskt, d.v.s. svampen växer mer eller mindre utanpå rötterna och undgår därmed trädens försvar, vid höga pH-värden (Stenlid & Bendz-Hellgren, 1995).

På friska marker, med permanent eller periodvis lågt grundvattenstånd, är röt förekomsten större än på friska-fuktiga marker med högt grundvatten (von Euler & Johansson, 1983). Man har även kunnat konstatera att rottickan växer fortare i träd som gödslats och bevattnats (Wahlström & Barklund, 1994).

Både utgångsförband och gallringsintervall påverkar risken för rotröteangrepp. I en norsk studie fann man att höga frekvenser av rotröta förekom i bestånd med täta förband som gallrats tidigt och hårt, medan bestånd med glesare utgångsförband som gallrats svagt senare under omloppstiden hade väsentligt lägre rötfrekvens (Venn & Solheim, 1994). Orsaken är att det i täta bestånd finns många rotkontakter och därmed stora möjligheter för rottickan att sprida sig till intillstående träd. Gallringsstyrkan spelar också in; fler stubbar ger fler inkörsportar. Henriksen & Jörgensen (1952) konstaterade klart kraftigare angrepp av rotticka i bestånd som gallrats hårt jämfört med svagare gallrade bestånd.

Inblandning av andra trädslag reducerar normalt rötspridningen i ett bestånd (Huse 1983; Piri m.fl., 1990). Orsaken anses vara att rotkontakterna mellan granar blir färre och att spridningsvägarna för sekundär infektion därmed minskar. Det finns dock andra uppgifter i litteraturen som tyder på att det inte finns något sådant samband, eller att rötfrekvensen t.o.m. kan bli högre i blandbestånd, t.ex. Peace (1938) och Kangas (1952).

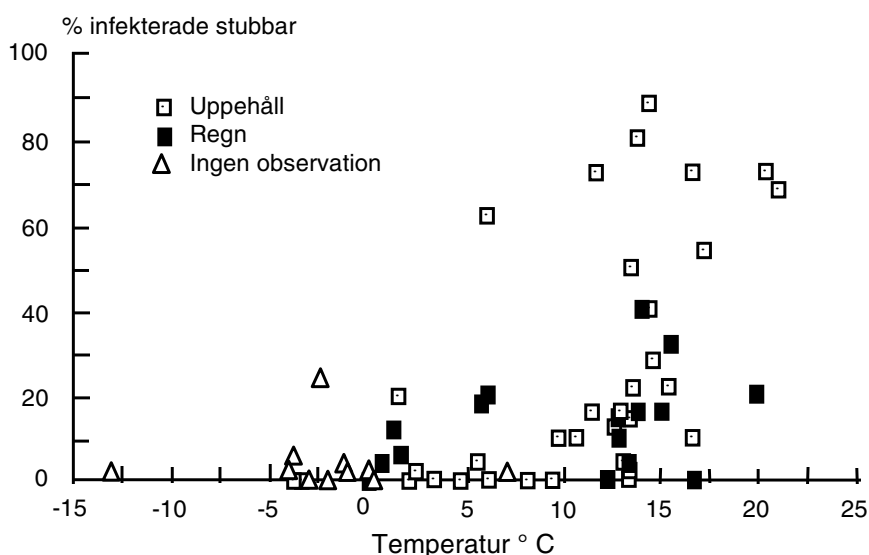
När det gäller markens bonitet och dess samband med rötfrekvens går uppgifterna i litteraturen isär, men de flesta forskare, t.ex. von Euler & Johansson (1983) anser att rötangrepp är mer frekventa på marker med hög bonitet. Förklaringen kan ligga i att i dessa bestånd utförs tätare gallringsangrepp, träden står i täta förband m.fl. redan uppräknade riskfaktorer.

Dimitri & Schuman (1974) observerade att rottickan infekterar lättare och växer snabbare i träd som växer snabbare än andra under i övrigt lika förhållanden.

Vid avverkningstillfället

Skador, framför allt på rothalsar, utgör inkörsportar för rotröta. Ju djupare skada och ju närmare stammen den sitter, desto större är risken för rötinfektioner (Isomäki & Kallio, 1974; Johansson, 1980).

Temperaturen vid avverkningstillfället har en avgörande betydelse för infektionsrisken. När temperaturen överstiger +5 °C ökar risken för infektion markant, se figur 1 (Yde-Andersen, 1962; Johansson & Brandtberg, 1994). I figuren syns även att infektionsgraden är lägre vid regniga förhållanden. Detta förhållande beror på att regnet sköljer bort sporer från luften (Sinclair, 1964; Johansson & Brandtberg, 1994).



Figur 1. Infektionsgrad vid olika temperaturer under dagen för avverkning (Johansson & Brandtberg 1994).

Stubbehandling

Behandling av färska stubbar lanserades av den engelske rotröteforskaren Rishbeth i början på 50-talet, när han visade att stubbytorna utgör den främsta infektionsvägen för rottickan. Vid stubbehandling påförs ett preparat som förhindrar infektion av rotticka.

I svenska försök har man funnit att gallringsstubbar är mer mottagliga för rötinfektioner jämfört med slutavverkningsstubbar och röjningsstubbar (Bendz-Hellgren & Johansson, 1995). Stubbarna efter steg ett i en dimensionsuppdelad slutavverkning och stubbarna vid ställande av skärm torde

vara att jämföra med gallringsstubbar i detta avseende, eftersom temperatur- och fuktighetsförhållanden är mer lika ett gallringsbestånd (Hannerz & Gemmel, 1994).

Enligt Jokinen (1984) angreps röjningsstubbar av tall av rotticka. Angreppen reducerades dock till en tiondel efter ca ett år. Schönar (1975) fann att angreppen i granbestånd tre år efter avverkning var mycket små i 11- till 14-åriga bestånd jämfört med 16- till 20-åriga bestånd. Vollbrecht m.fl. (1995) konstaterade att inget av 450 undersökta träd var angripet av rotticka 20 år efter röjning. Det kan med dagens kunskap därför inte anses som särskilt motiverat att stubbehandla röjningsstubbar, särskilt med tanke på att det nästan uteslutande är löv som röjs.

Stubbehandling

Preparat

Urealösning

Urea har använts i detta syfte sedan 50-talet, då Rishbeth började med stubbehandlingsförsök i England. Preparatets verkningsätt är fortfarande något oklart. En teori är att kvävet i urean gynnar konkurrerande svamparter. En annan hypotes går ut på att den ammoniak som bildas vid nedbrytningen av urean är toxisk för rottickan och att den missgynnas av det höga pH-värdet till följd av ammoniakbildningen (Johansson & Brandtberg, 1994). Sannolikt har faktorer knutna till stubben stor betydelse för resultatet av bekämpningen (Johansson, pers. meddel.).

Urea ger dock sällan totalt skydd mot rotröta. Svenska försök i granbestånd har visat att rötangreppen reducerades med 77 % då 20 % lösning användes. När 30 % lösning användes reducerades angreppen med 86 % (Johansson & Brandtberg, 1994). Från Danmark har t.ex. Yde-Andersen (1982) rapporterat goda resultat med urealösning. I Finland och England har man ibland funnit att ureabehandling inte haft någon signifikant effekt (Hallaksela & Nevalainen, 1981; Lipponen, 1991; Pratt, 1993). I de finska försöken användes tjugoprocentig lösning. I de engelska försöken tillämpade man artificiell inokulering av rotticka. Det är alltså svårt att säga vad resultatet blivit om man förlitat sig på naturlig infektion, då sannolikt mycket färre sporer träffar varje stubbe.

Vid ureabehandling i praktiskt skogsbruk i Sverige används i dag nästan uteslutande industriblandad lösning med koncentrationen 35 %, vilket talar för att en relativt hög effekt kan uppnås.

Rotstop (Pergamentsvamp)

Pergamentsvamp, *Phlebiopsis gigantea*, utgör ett biologiskt alternativ till de kemiska preparaten. Pergamentsvampen är en rötsvamp som endast angriper död eller döende ved. När en stubbe behandlas med en lösning av oidie-sporer (vegetativa sporer) av pergamentsvamp gror dessa snabbt och konkurre-

rar ut rottickan. Det prövades först på tallstubbar i England (Rishbeth, 1963). Senare utvecklades i Finland ett preparat som visat sig ha god verkan mot rotticka på granstubbar (Kallio & Hallaksela, 1979; Korhonen m.fl., 1994). Det kommersiella namnet på pergamentsvamp är Rotstop.

Effekten av stubbehandling med pergamentsvamp är mellan 93 och 99 %, enligt finska och svenska försök, d.v.s. något bättre än urea (Korhonen m.fl., 1994). Behandlingen skedde i några fall även med maskinella metoder. I en norsk undersökning var effekten lika bra med Protectan som med Rotstop, över 90 % (Ryen 1993).

TimBor

TimBor är handelsnamnet på ett borpreparat, $\text{Na}_2\text{B}_8\text{O}_{13} \cdot 4 \text{H}_2\text{O}$ (dinatrium-oktaborat tetrahydrat), som har använts som träskyddsmedel under flera decennier, främst i Australasien och Sydostasien men även i USA. Preparatet benämns även Polybor i litteraturen.

Effekten av behandling med 5 % lösning är bättre än med urea, enligt engelska försök med artificiell inokulering på Sitkagran (Pratt, 1993). I Sverige har ett par studier genomförts, där behandling med 5 % lösning hade 82–100 % skyddseffekt, medan behandling med 0,5 % lösning hade ringa effekt mot rötinfektioner (Bendz-Hellgren, 1995; Bendz-Hellgren & Johansson, 1995).

Övriga preparat

Ovan nämnda preparat är de enda som är godkända för användning i Sverige i dag. Bland övriga kemiska preparat har bl.a. borax, kreosot och natriumnitrit tidigare använts runt om i världen (Rishbeth, 1952, 1957; Meredith, 1959; Paludan 1963, 1966; Sinclair, 1964; Myren, 1981). När det gäller dessa övriga preparat är det faktorer som t.ex. miljö och hälsa som främst avgör varför de inte längre används i någon större utsträckning.

Bland övriga biologiska alternativ kan nämnas att svamparterna *Trichoderma viride* och *Gliocladium deliquescens* (Kallio & Hallaksela, 1979) samt tvåfärgsskinn, *Resinicium bicolor*, (Holmer & Stenlid, 1993) har visat sig ha en hämmande effekt på rottickan i varierande omfattning. De har dock inte varit lika effektiva som pergamentsvampen.

Metoder och teknik

Preparatet skall appliceras på stubben i direkt anslutning till fällningen av trädet. Väntar man för länge är behandlingen meningslös.

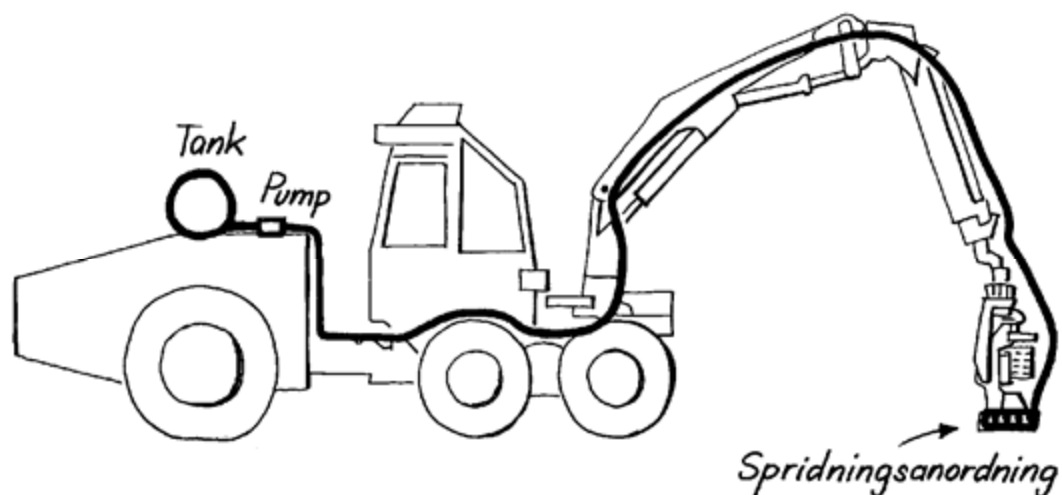
Manuell behandling

Vid maskinell gallring med stickvägsgående skördare måste ibland träden i mellanzonen fällas motormanuellt. Behandling av stubbarna sker i sådana

fall manuellt, direkt efter fällningen. Manuell behandling kan också vara ett alternativ för den självverksamme skogsägaren. Utrustning för manuell stubbehandling studerades i ett examensarbete (Frykenvall & Henriksson, 1988), där tre spridningsprinciper utvärderades med avseende på spridningsresultat, teknisk funktion och användbarhet samt ergonomi. Sprejning av stubbarna gav det sammanlagt bästa resultatet. Sprutan var av typen trädgårdsspruta med en tank på ett par, tre liter, i vilken ett övertryck pumpades upp. Med en sprutpistol kunde lösningen sprejas på stubbytorna utan att huggaren behövde böja sig.

Maskinell behandling

Maskinell stubbehandling utförs med en särskild utrustning på engreppsskördaren (Frohm & Thor, 1993), se figur 2. Behandlingen sker samtidigt som trädet avskiljs från stubben. Preparatet förvaras i en tank någonstans på basmaskinen. Vätskan pumpas ut från tanken genom en spridningsanordning i skördaraggregatet. Spridningsanordningen består antingen av ett specialsvärd, där preparatet sprutas ut på stubben genom kanaler och hål i svärdet, eller av ett eller flera sprejmunstycken, s.k. dysor, som sprutar ut lösningen över stubbytan.



Figur 2.
Principskiss på engreppsskördare försedd med utrustning för stubbehandling (Frohm & Thor, 1992).

Omfattning

Fram till 1993, då bestämmelserna för rötskadad massaved skärptes på många håll och vi för första gången fick en reell prissänkning på rötskadad granmassaved, utfördes stubbehandling endast i försöksskala i Sverige. Det var fråga om enstaka skördare i södra Sverige som var försedda med utrustning. Manuell behandling utfördes sannolikt i försumbar omfattning. Preparatet som användes var uteslutande urea. Från och med 1993 har utvecklingen när det gäller stubbehandling varit närmast explosionsartad. I stort sett samtliga skogsföretag med verksamhet söder om Dalälven utför i dag stubbehandling på delar av sina innehav och som tjänst åt markägare vid

avverkningsuppdrag. Uppdragsgivarna till detta arbete utför behandling på 11 000 – 17 000 ha per år med ca 200 engreppsskördare som är försedda med spridningsutrustning. Därtill kommer den stubbehandling som utförs av andra än uppdragsgivarna, t.ex. Mälarskog/Mellanskog, stiftsskogsbruket, allmänningar och diverse övriga skogs- och maskinägare. Bedömningsvis ligger den genomsnittliga arealen som stubbehandlas varje år kring 20 000 ha. Från flera företag uppger man att omfattningen kan komma att öka ytterligare. Några tror att omfattningen kommer att förbli oförändrad, men ingen tror att den kommer att minska framgent.

Som alternativ till urean kom först pergamentsvamp och sedan TimBor. Generellt uppges att användningen av urea har minskat medan användningen av pergamentsvamp och TimBor ökat. Några företag använder sig av två eller tre olika preparat, medan andra har valt att satsa helt och hållet på ett av de tre tillgängliga preparaten.

Det är omöjligt att säga exakt hur mycket av respektive preparat som sprids ut i skogsmarken vid behandling, eftersom variationen är mycket stor. Det beror bl.a. på vilken utrustning som används. Ungefärliga riktvärden för hur mycket som appliceras (verksamt ämne) kan vara för TimBor ca 3–5 kg/ha, för Rotstop ca 35–60 g/ha och för urea ca 20–30 kg/ha (tabell 1). Värdena bygger till största delen på uppgifter om förbrukning från Thor (1996), och avser en genomsnittlig gallring där spridningen sker med hålsvärd.

Tabell 1.
Sammanställning av verksamt ämne, koncentrationer och mängder som appliceras vid stubbehandling med respektive preparat. Skattningen av applicerad mängd verksamt ämne avser ett medelvärde av en "normal" förstagallring och en senare gallring. Spridningsanordningen antas vara ett 54 cm hålsvärd.

Preparat	Verksamt ämne	Koncentration, brukslösning	Applicerad mängd verksamt ämne per ha	Applicerad mängd verksamt ämne per m ² på/vid sidan av stubben
TimBor	Dinatriumoktaborat tetrahydrat Na ₂ B ₈ O ₁₃ · 4 H ₂ O	5 %	3–5 kg	30–100 g
Rotstop	<i>Phlebiopsis gigantea</i> (Fr.) Jül.	1 g oidiesporer per liter (ca 10 ⁷ st)	35–60 g	0,35–1,3 g
Urea	Urea	30–35 %	20–30 kg	0,2–0,7 kg

Granstubben som ekosystem och nisch för olika organismer

Granstubbar är en resurs som det finns gott om. Den årliga avverkningens arealen för Svealand och Götaland i grandominerade bestånd är ca 150 000 ha. Ungefär halva denna areal är gallring (Riksskogstaxeringen, 1993–1995).

Med tanke på att flera miljoner granstubbar tillkommer varje år borde, rent teoretiskt, organismer som i hög grad är beroende av granstubbar inte vara sällsynta. Så tycks heller inte vara fallet om man analyserar de rödlistade arternas krav. Inga rödlistade arter av svampar, mossor eller lavar är knutna till granstubbar (Hallingbäck, T. pers. meddel.). Bland rödlistade insekter finns 23 arter som kan utnyttja granstubbar. Merparten av dessa finns registrerade för södra Sverige. Endast fyra av dessa arter kan utnyttja klana granstubbar. Ingen av arterna är specialiserad på granstubbar utan utnyttjar också (kanske främst) stående döda granar och även i de flesta fall vindfällan (Jonsell, M. pers. meddel.). Här kan man dock lägga in en liten reservation om att en del arter kan vara förbisedda i stubbar. Rödlistorna bygger främst på uppgifter från amatörsamlare. Avverkningstubbar torde vara ett substrat som sällan undersöks.

Växter

Stambasen på träd är ett särskilt substrat som också ger skugga mot norr, vilket medför en jämnare temperatur och fuktighet på den sidan. Denna nisch kan vara intressant för många växter, bl.a. lavar och mossor. Kvävefixerande lavar växer t.ex. ofta på stambaser, dock företrädesvis på lövträd (Nohrstedt m.fl., 1988). Många rödlistade växtarter växer på levande träd, främst ädla lövträd. Stambaser på gran anses inte vara en viktig nisch för rödlistade växtarter. Endast fyra arter (två mossor och två lavar) är kända och de har bara observerats på träd äldre än 100 år (Gustafsson, L. pers. meddel.).

Slutavverkning är den enskilda skogliga åtgärd som dominerar som hotfaktor för rödlistade växter (Hallingbäck & Lennartsson, 1994), även om reaktionen skiljer sig mellan arter (Gustafsson m.fl., 1995). Stubben och dess närmiljö kan erbjuda en möjlighet för växter att överleva hyggesfasen (Ingelög, 1984). Därigenom kan de lättare sprida sig igen när den nya skogen så småningom återsluter sig. Det verkar inte finnas någon särskild forskning utförd vad gäller betydelsen av denna nisch. Däremot finns spridda observationer att vissa arter kan klara sig intill stubbar på ett hygge. Ett exempel är myskmadra (Ingelög, 1984), ett annat linnea (Olsson & Staaf, 1995). Vid stubbehandling, framför allt med kemiska preparat, kan de temporärt mycket höga koncentrationerna av B eller N påverka nischen negativt. Stubbar i gallring kan inte anses ha dessa värden som beskrivits ovan.

Svampar och insekter

Nedbrytning av ved är en process där en mängd arter deltar och där många nischer kan urskiljas. Inom varje nisch råder i regel en skarp konkurrens mellan arter. Man skiljer t.ex. på primära antagonister (som konkurrerar om färsk, okoloniserad ved) och sekundära antagonister (som konkurrerar ut en befintlig patogen i veden). Pergamentsvampen är ett typiskt exempel på en primär antagonist till t.ex. rottickan. Pergamentsvamp och rotticka ersätts följaktligen i ett senare skede av andra svamparter, sekundära nedbrytare. De sena arterna i successionen, d.v.s. de som uppträder på ganska förmultnad ved, tycks missgynnas mer av skogsbruk än de tidiga arterna och många anses ha gått tillbaka kraftigt (Karström, 1992). Interaktioner mellan svampar och andra organismer har beskrivits av bl.a. Gibbs & Smith (1978), Swift & Boddy (1984) och Holmer (1996).

Käärik & Rennerfelt (1957) har beskrivit successionen av rötsvampar i stubbar de första fem åren efter avverkning. Totalt artbestämdes 22 arter av rötsvampar på granstubbar. De svampar som förekom i granstubbarna tillhörde våra allmännaste rötsvampar. Vanligast var pergamentsvamp, honungsskivling (*Armillaria mellea*), blödskind (*Stereum sanguinolentum*) och violeticka (*Trichaptum abietinum*). Alla dessa arter uppträdde tidigt i successionen, första eller andra året efter avverkning. Andra året började även arter som klibbticka (*Fomitopsis pinicola*) och sotticka (*Ischnoderma benzoinum*) att uppträda men de var betydligt ovanligare än de förstnämnda. Tredje året efter avverkning hade arter som t.ex. knölticka (*Antrodia serialis*) och gullticka (*Skeletocutis amorpha*) börjat komma. Fjärde och femte året efter avverkning kom bl.a. tickmussling (*Antrodia heteromorpha*) och trådticka (*Climacosystis borealis*). De två sistnämnda anses kunna signalera vissa naturvärden i södra Sverige (Olofsson, 1996).

Avverkningsstubbar skiljer sig på flera punkter från andra former av ved. För det första är de på grund av markkontakten som regel fuktigare än t.ex. vindfallen (Hilt & Ammer, 1994). Detta medför att vissa svampar trivs bättre här än i annan död ved. Irmeler m.fl. (1996) visade att gamla stubbar av bok och al hade en mycket högre andel svampätande insekter än gamla lågor av dessa trädslag. Vidare så kännetecknades stubbar av att de hade en hög andel övervintrande arter och en hög andel rovlevande arter jämfört med lågor. I en s.k. klusteranalys, där även stubbar och lågor av gran ingick, framkom att stubbar av olika trädslag är mer lika varandra vad avser insektsfaunans sammansättning än stubbar och lågor av samma trädslag. Ytterligare en olikhet mellan stubbar och lågor av gran är att barken innehåller högre halt lignin vid trädbasen än högre upp på stammen (Wainhouse m.fl., 1990). Detta gör att barken är hård och relativt näringsfattig och att enbart arter som är anpassade till detta klarar sig. Larver av jättebastborren (*Dendroctonus micans*) klarar sig dåligt i bark med hög ligninhalt (Wainhouse m.fl., 1990). Granbarkborren (*Ips typographus*) klarar sällan att yngla i nedersta delen på granar (Weslien & Regnander, 1990) förmodligen därför att ligninhalten är för hög.

Även bland insekterna finns successioner på döda granar beskrivna (Saalas, 1917; Schmitschek, 1953; Esseen m.fl., 1992). Ingen av dessa undersökningar behandlar dock stubbar specifikt. Starzyk & Sek (1983) fann 58 arter av bark- och vedinsekter på granstubbar med olika ålder och beskuggning i Polen. Av dessa var 37 rovlevande eller parasiter. Hilt & Ammer (1994) undersökte skalbaggsfaunan i granstubbar och andra träddelar av gran och ek i Tyskland. Bland 34 vanliga arter hittades 12 i granstubbar varav 6 enbart där. Bland rödlistade och andra sällsynta arter var motsvarande siffror 24, 7 och 2 stycken.

Den primära insektsfaunan i döda granar, d.v.s. den som återfinns i färsk granved, är särskilt artrik och består av några bast- och splintvedslevande arter av barkborrar, vivlar och långhorningar samt en lång rad följeslagare av arter som lever i gångarna under bark på exkrementer, svamphyfer och insekter. I stubbar kan tre arter, snytbagge (*Hylobius abietis*), svart granbastborre (*Hylastes cunicularius*) och randig vedborre (*Trypodendron lineatum*), betraktas som skadegörare, de två förstnämnda på plantor och den sista på virke. Fienderna till dessa och andra, för skogsbruket harmlösa arter, är inte specifikt knutna till arterna i stubbar, utan lever också i gångar av andra barkborrar (Weslien, 1991). Med tanke på detta och att stubbar tillförs skogslandskapet kontinuerligt i stora mängder, kan man förmoda att stubbar är viktiga källor för förökning av fiender till våra vanligaste skadegörare (t.ex. granbarkborre och mörghornborre).

Sammanfattningsvis kan konstateras att stubbar är speciella substrat som skiljer sig på flera punkter från t.ex. vindfällan. I brukade skogar utgör de en hög andel av den döda veden. På vissa punkter kan de fylla funktioner som stora mängder förmultnande ved förr fyllde i naturlandskapet t.ex. som övervintringsplatser för olika leddjur. I hyggesfasen kan de utgöra viktiga skydd för växter mot sol och uttorkning. Granstubbar hyser många arter varav få är skadegörare men många är antagonister till skadegörare. Granstubbar tillförs skogslandskapet kontinuerligt i stor mängd. Därför är också de arter som är knutna till granstubbar vanliga och inga rödlistade arter utnyttjar enbart detta substrat.

TimBor

Bors geokemi

De mer allmänna delarna av detta avsnitt baserar sig, i det fall ingen annan referens anges, på litteraturöversikter av Eriksson (1980), Wikner (1986), Raymond & Butterwick (1992) och Pratt (1996).

Grundämnet bor (B) förekommer i naturen inte i ren form, utan i olika föreningar med syre, borater, eller som borsyra (H_3BO_3 el. $B(OH)_3$). Borsyran bildas när boroxid reagerar med vatten. I boraterna ingår också natrium eller kalcium. Boraterna har relativt hög löslighet i vatten och genererar en svagt alkaliskt lösning, pH 7–9. De två kommersiellt mest använda boraterna inom jord- och skogsbruk är borax – $Na_2B_4O_7 \cdot 10H_2O$ och dinatrium-okta-

borat-tetrahydrat (DOT) – $\text{Na}_2\text{B}_8\text{O}_{13} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$. De håller 11,3 resp. 20,8 % B. I naturen finns också B i vissa mineral samt i organiskt material.

Jordskorpan är relativt fattig på B. Bor avges under bergarters metamorfos. Vulkaniska gaser och varma källor är rika på B. Vulkaniskt bildade bergarter blir därför fattiga på B. Borhalten är högst i unga sedimentära bergarter av marint ursprung. Det borrikaste mineralet är turmalin. Turmalin är dock mycket hårt och svårvittrat. Muskovit och plagioklaser innehåller också en del B.

Koncentrerade fyndigheter av borater anses ha sitt ursprung i källflöden från vulkaniskt aktiva områden. Boraterna är vattenlösliga och brytvärda fyndigheter finns därför bara i områden med låg nederbörd, t.ex. Kalifornien som i dag står för 50 % av världens produktion. Brytning sker också i Argentina, Israel, Turkiet, Kina och Ryssland.

Totalhalten B i svensk jord varierar mellan 2 och drygt 20 ppm. De högsta värdena förekommer dock endast vid antropogen förorening (Eriksson, 1980; Eriksson m.fl., 1981; Lehto, 1995). Bakgrundshalten varierar rätt lite och styrs huvudsakligen av turmalininnehållet. I skog är den lätt extraherbara (i vatten) halten normalt <0,5 ppm i mineraljord och mellan 0,5 och 1,5 ppm i humus. En jords förmåga att binda B styrs bl.a. av humushalt, lerhalt, typ av lermineral, pH och halt seskvioxider.

Borsyra har ett pK_a -värde på ca 9 och är därför den dominerande fria borformen i jordar med pH under 9. Boratjonen $\text{B}(\text{OH})_4^-$ dominerar vid pH över 9. Båda dessa former av B lakas lätt ut med avrinnande vatten. I svenska sötvatten är det stor variation i halten B, 4–100 ppb (Ahl & Jönsson, 1972). Variationen styrs av närheten till havet. I humida områden utarmas jordarna successivt på B, samtidigt som haven anrikas. Borhalten i havsvatten är ca 4,4 ppm. Från havet sker dock en viss återtransport till land i form av havssalter, vilken givetvis är av störst betydelse nära havet.

Depositionen av B med nederbörden är över 20 g/ha på Västkusten och under 2 g/ha i norra Sverige (Wikner, 1986). Studier i några svenska flodområden har antytt att utlakningen av B är flera (ca 5) gånger större än våtdepositionen (Ahl & Jönsson, 1972; Wikner, 1986). Data över torrdepositionen av B saknas (Westling, O. pers. meddel.). Beroende på torrdepositionens storlek och eventuellt upptag i krontaket, kan nedfallet till marken av olika ämnen i skog vara endera större eller mindre än det våta nedfallet uppmätt på öppet fält.

Det är ont om ordentliga budgetstudier vad gäller B. En sådan har dock utförts i Sitka-granskog i Wales, västra England. Mätningar gjordes i tre avrinningsområden av B-innehållet i nederbörd och avrinning. Den volymvägda halten B i nederbördsvatten (öppet fält) var 3,4 ppb, medan den var 4,1 ppb i ytvatten (Neal m.fl., 1992). Budgetdata har presenterats för en sexårsperiod, 1985-1990 (Durand m.fl., 1994). Årsgenomsnittet för perioden var för nederbörden mellan 85 och 95 g B/ha och för avrinningen mellan 80

och 100 g B/ha. Årsbalansen baserad på dessa data varierade för de tre områdena mellan -9 och +12 g/ha. Man gjorde också ett försök att uppskatta det torra nedfallet av B via sammansättningen på det dimvatten som uppsamlades. Resultatet var ett ytterligare tillskott på bara några få gram B per ha. Författarna själva ansåg att denna metod troligen underskattar den totala depositionen, bl.a. vad gäller gaser och damm. Det i studien (Durand m.fl., 1994) antydda ringa bidraget av torrdeponerat B emotsägs av de data för halter i krondropp och stamflöde som presenterades av Neal m.fl. (1992). Halterna i krondroppet var ca 10 ggr högre än halterna i nederbördsvatten på öppet fält. Med en viss reduktion för interception (30 % av nederbörden) innebär det att nedfallet av B i krondropp troligen torde ha varit 5–8 ggr högre än på öppet fält. Det torde innebära att de undersökta skogsekosystemen faktiskt ackumulerar B i stället för att förlora. Ett problem i sammanhanget är dock att krondroppet kan överskatta totaldepositionen i och med att barren kan läcka B.

Nedfallet av B över öppet fält i Wales (Durand m.fl., 1994) var 2–3 högre än de värden som presenterats för Västkusten (Wikner, 1986), vilket kan vara rimligt med hänsyn till att nederbörden är större, ca 2 500 mm mot ca 1 000 mm per år. Det förhållandet att borhalterna i krondroppet var avsevärt högre än på öppet fält i studien från Wales gör det sannolikt att samma förhållande kan gälla i Sverige, åtminstone i havsnära miljö. Därmed kanske de svenska flodområdena är mer i balans vad gäller B än vad som antyddes ovan av Wikners studie.

Bor i växter – brist och förgiftning

Bor räknas till mikronäringsämnen. Det är essentiellt, men behövs endast i ringa mängd. Bor kan troligen tas upp både som borsyra och boratjon. Upptaget sker sannolikt passivt via massflöde. Bor anses ha en viktig funktion för celldelning, kolhydratmetabolism, proteinsyntes och membranfunktioner (Gupta m.fl., 1985). Brist på B kan leda till att tillväxtpunkten dör. För mycket B ger skador på bladvävnad (kloroser, nekroser) och kan i extrema fall leda till att bladen faller av. Bor kan hos barrträd inte translokteras från äldre till yngre barr (Stone, 1990).

Normala halter av B i svenska barrträds bladvävnad ligger i intervallet 5–20 ppm (Möller, 1983, 1984). Borhalten i denna visar också en regional variation, på samma sätt som halten i nederbörd och sötvatten, från >15 ppm i södra Sverige till < 5 ppm i norra Sverige för årsbarr hos gran.

I en norsk studie fann Brække (1983) också ett regionalt mönster med tydligt förhöjda halter nära havet. Brist på B anses föreligga vid halter under 4–5 ppm i årsbarr (Brække, 1994). Synlig borbrist hos tall och gran uppträder vid en halt under ca 3–4 ppm, mätt i årsbarr (Möller, 1984; Aronsson, 1985). Brække (1983) menade att halten B i tall bör vara över 10 ppm och att 20–25 ppm är en optimal nivå. Vid halter över 50 ppm börjar toxiska effekter uppträda.

N-gödsling minskar trädens halt av B och kan framkalla brist (Möller, 1983). Effekten av N-gödsling beror sannolikt i huvudsak på den utspädning som uppstår i och med barrbiomassans expansion (Stone, 1990). En minskad halt behöver således inte bero på minskad tillgång. I dag finns B med som tillsats i allt N-gödsel till skog i Sverige. Givan är ca 1 kg/ha. I Norge rekommenderas 1,5–2 kg/ha som lämplig giva (Brække, 1983). Toxiska symtom uppträder vid givor över 4–5 kg/ha.

Kalkning av skogsmark kan ge samma effekt som N-gödsling, d.v.s. skapa brist på B hos träden (Lehto & Mälkönen, 1994). En teori, som stöds av experiment i laboratorium, är att B faller ut tillsammans (coprecipitation) med järn- och aluminiumföreningar när pH ökar efter kalkning (Wikner, 1986). Utfällningen blir större för samma pH-ökning om ammoniak används i stället för släckt kalk. Komplexbindning med citronsyra hindrar utfällningen. Frågan har också studerats av Lehto (1995), som fann att kalkning ökade mårens förmåga att hålla kvar B. Man uppskattade mårens förmåga att fastlägga B till 2 kg/ha utan kalkning och det dubbla med kalkning.

Även om borbrist är mer vanligt hos växter kan också förgiftning förekomma. En sådan är i regel förknippad med någon typ av antropogen påverkan, såsom luftföroreningar eller tillförsel av avloppsvatten, slam, aska eller gödselmedel (Stone, 1990). Karakteristiskt för mikronäringsämnen är att intervallet mellan brist och toxisk nivå är relativt litet (Gupta m.fl., 1985). En vattenlöslig halt i marken på 0,1–0,5 ppm utgör en gräns för otillräcklig tillgång, medan en halt på 0,5–5 ppm kan ge förgiftning (Eriksson m.fl., 1980). Intervallen går i varandra, dock inte för ett och samma växtslag. Hos jordbruksväxter är det väl känt att olika växter är olika känsliga för B-förgiftning. I vårt land har förgiftning hos skogsträd rapporterats i närheten av B-emitterande industri. Skador på björk visade sig vid en halt på 5 ppm i marken och 200 ppm i bladen (Eriksson m.fl., 1981). Skador på radiata-tall har också rapporterats vid halten 200 ppm i barren (Smidt & Whitton, 1975). Lang m.fl. (1986) fann skador på lönn, ek och tall vid halten 100–300 ppm i blad eller barr. Då var halterna i jordextrakt (vatten) mellan 1 och 10 ppm.

Vattenväxter synes ofta vara relativt okänsliga för B och negativa symtom har inte iakttagits vid halter i vattnet under 10 ppm (Raymond & Butterwick, 1992).

Djurtoxikologi

Däggdjur

Däggdjur är relativt okänsliga för B. Rapporterade LD₅₀-värden är höga, 0,2–0,7 g B/kg kroppsvikt. På råttor har både borsyra och borax LD₅₀-värden i intervallet 3–6 g substans/kg kroppsvikt (Weir & Fisher, 1972). Föda med lägre halt B än 350 ppm ansågs ofarlig för råttor och hundar.

Dricksvatten för humankonsumtion har åsatts ett gränsvärde på 1 ppm, både i Sverige (Anon., 1993) och EU. För vatten till boskap tillämpas i USA ett gränsvärde på 5 mg B/l, men enligt senare forskningsresultat anses gränsen vara onödigt lågt satt. Som alternativ har 40 ppm föreslagits (Butterwick m.fl., 1989; Raymond & Butterwick, 1992). Exposition av kvigor för dricksvatten med upp till 300 ppm B har t.ex. inte framkallat förgiftning (Green & Weeth, 1977; Weeth m.fl., 1981). Får verkar dock kunna vara mer känsliga. Sålunda rapporteras får ha utvecklat tarminfektioner vid halter i dricksvatten på 1–20 mg B/l och halter i marken på 30–300 mg B/kg (Raymond & Butterwick, 1992).

Vattenlevande organismer

Även många fiskar är relativt okänsliga. Rapporterade LC_{50} -värden är i intervallet 50–100 ppm (Raymond & Butterwick, 1992). Vissa arter och stadier är dock avsevärt känsligare. Vid studier av laxars tidiga utvecklingsstadier har man i vissa fall kunnat påvisa förändringar vid så låga halter som 1 ppm. I USA rekommenderas därför gränsvärdet 1 ppm som skydd för akvatiskt liv och i England 2 ppm. Andra fiskarter verkar mindre känsliga än lax. Amfibier, d.v.s. grodor och ödlor, verkar vara ungefär lika känsliga för B som fisk i allmänhet. Effekter har erhållits vid ungefär 10 mg B/l vatten. Mygglarver och vattenloppor (ett slags små kräftdjur), har också reagerat vid ungefär denna halt. Andra livsformer, t.ex. plankton, synes i regel vara mindre känsliga. Protozoer kan dock vara lika känsliga som laxens tidiga utvecklingsstadier.

Insekter

Borsalter och borsyra har använts länge för bekämpning av olika insekter och svampar i trävaror inomhus (t.ex. Becker, 1959; Bunn, 1974). I publikationer av typen produktinformation anges DOT ha anmärkningsvärd förmåga att diffundera djupt in i veden efter ytbehandling, ge långvarigt skydd mot rötsvampar och träförstörande insekter inomhus, men vara ineffektiva utomhus på grund av de är för lösliga (t.ex. Potter, 1992). Få studier finns dock som belyser effekten utomhus. När det gäller svampar behandlar alla dessa utomhusstudier bekämpning av rotröta (se tidigare avsnitt). Ett försök har gjorts utomhus för att bekämpa termiter med förgiftade beten (Jones, 1991), men här skyddades betet från regn av ett rör som grävdes ner i marken.

DOT har använts inomhus vid bekämpning av en rad olika insekter från vitt skilda taxonomiska grupper, t.ex. trälevande skalbaggar (t.ex. Suomi & Akre, 1992), termiter (t.ex. Myles, 1994), löss (t.ex. Hinkle m.fl., 1995), husflugor (Hogsette & Koeler, 1994) och kackerlackor (t.ex. Strong m.fl., 1993). Exakt hur det verkar tycks inte vara helt klart och detta skiljer sig åt mellan olika grupper. Borsyra, som bildas när borsalter löser sig i vatten, har visat sig döda symbionter i magen på trägnagare (Milne, 1963). På kackerlackor anses borsyra verka på nervsystemet (Quarles, 1993). Gemensamt för olika grupper är att giftet verkar relativt långsamt efter intag med

födan. Detta gör att det framgångsrikt har använts i beten för bekämpning av sociala insekter som tar med sig den förgiftade födan till kolonin t.ex. myror och termiter (Jungerstam, J. pers. meddel.).

Bland det stora antalet publikationer om borater och borsyra finns ett arbete som beskriver verkan av DOT i samma koncentration som rekommenderas vid stubbehandling av rotröta. Suomi och Akre (1992) visar på klara effekter av behandling av 2 cm tjocka bräddor mot en trägnagare med DOT i 5 % lösning. Medlet verkade ganska långsamt och det tog ca sju månader innan bräddbitarna var helt fria från larver.

Några studier visar att DOT i ca 1 % lösning och högre koncentrationer verkar avskräckande på termiter (Jones, 1991; Myles, 1994). Studier gjorda på effekten mot träinsekter innefattar oftast behandling av redan angripet virke. Det tycks vara oklart i vilken utsträckning behandlat virke nyangrips av insekter. Behandling av bräddor med DOT (ca 25 % lösning) har gjorts för att förhindra angrepp av splintbaggar (*Lyctidae*) i Brasilien, men här är det oklart om angrepp till stor del uteblev eller om virket har äggbelagts som vanligt men att larverna dött (Williams & Amburgey, 1987). Det är inte känt i vilken utsträckning stubbar som behandlas med DOT angrips av insekter.

En grupp insekter som kan vara sårbara är nektar- och pollensamlare, t.ex. humlor. I bestånd med bärris eller ljung kring stubbarna bör behandling inte utföras under blomningen. Även om en relativt liten yta är behandlad kan det finnas risk för att pollen och nektar med DOT insamlas och förs hem till bon. Inga studier finns dock gjorda på detta. I bekämpningsmedelsförordningen 12 § finns dock skrivet att behandling av växter med medel som är särskilt skadligt för pollinerande insekter ej får spridas under den tid då insektspollinering förekommer (Anon., 1985).

Miljöstudier

Vi fann inga referenser till miljöeffektstudier av stubbehandling i de sökningar vi gjorde i stora internationella databaser (CAB, Agris, Agricola, Biological Abstracts och TREE). Det är därmed tydligt att denna skogliga åtgärd är mycket eftersatt vad gäller undersökningar av miljökonsekvenser. Nedanstående fåtaliga och delvis opublicerade studier har vi fått kännedom om via personliga kontakter.

Pratt & Lloyd (1996) rapporterar om några markstudier de företagit i samband med stubbehandling med DOT i Skottland. I markproppar som togs 5 cm från behandlade träd på 15 cm djup fyra veckor efter stubbehandling var medelhalten B ca 4 ggr förhöjd. Max-halten var ca 15 ggr förhöjd. Markpropparna togs kring 40 behandlade träd och 10 obehandlade. Vid varje träd togs fyra delprov som slogs ihop till ett generalprov.

Från samma region rapporterar Pratt (1996) och Pratt m.fl. (1996) om en studie av ytvatten. Vattenprov togs från ett 18 ha slutavverkat avrinningsområde inom vilket stubbarna behandlades med DOT. Borhalten höjdes

från 0,02 till 0,14 mg B/l. Den högsta uppmätta halten var avsevärt lägre än gränsvärdet för dricksvatten och fisk (2 ppm). Sju månader efter att behandlingen avslutades var halten tillbaka på bakgrunds-nivån. Ett problem med den här studien var att man inte hade något kontrollhygge utan behandling med DOT. Jämförelsen gjordes i stället mot situationen före avverkningen. Enligt Durand m.fl. (1994) kan avverkning i sig leda till att utlakningen av B ökar. Pratt m.fl. (1996) avfärdar denna möjlighet med att andra studier visat att avverkning i sig endast ger en liten effekt på koncentrationen av B och hänvisar till Neal m.fl. (1992). Durands m.fl.s. dokumentation om ökad utlakning av B efter avverkning är å andra sidan bristfällig. Det påstås i uppsatsens Abstract att förlusterna av B ökar efter avverkning, men detta visas aldrig med data i uppsatsen.

En svensk studie av mark och ytvatten i anslutning till behandling med DOT i gallring rapporteras av Torstensson (1996). Direkt efter avslutad gallring var halten B i de översta 15 cm av markprofilen 50 ggr högre än i ett obehandlat område. Höjningen var från 2 till 100 ppm. Två månader efter gallringen var förhöjningen mellan 10 och 20 ggr för prov tagna med 10-cm intervall ner t.o.m. 40 cm. Den relativa förhöjningen ökade med djupet. Ca ett år efter gallringen var halterna nere på bakgrunds-nivå. Prov på ytvatten i närheten av gallringen togs också inom ramen för undersökningen. Det var frågan om stillastående vatten, rännil och dike. Kraftiga haltökningar iaktogs direkt i anslutning till gallringen. Ökningen var som mest upp till 120 ppb från en bakgrunds-nivå på 3–4 ppb. Ca 6–11 veckor efter avslutad gallring var halterna åter nere på bakgrunds-nivån. Slutsatsen av studierna i mark och vatten är att B rör sig snabbt igenom markprofilen. Uppläggningsen av studien tillåter inte någon kvantifiering av mängden B som förlorades ur systemet. Ett år efter gallringen togs också prover på bärris och gräs. Särskilt gräset hade en mycket kraftig haltförhöjning. Den uppmätta halten (14 ppm) var i nivå med den halt som anges giftig för enhjärtbladiga växter. Författarens slutsats av detta och de halter som uppmättes i marken var ”att halterna vattenlöslig B runt en Timbor-behandlad stubbe, den allra närmaste tiden efter behandling, är toxiska för de flesta växter”.

Arbetsmiljön

Det verksamma ämnet i TimBor är väl dokumenterat vad gäller toxikologi, både på försöksdjur och på människor. Bland arbetare som varit exponerade för damm i samband med framställning och utvinning av oorganiska borater under minst sex månader, har ingen signifikant påverkan på kronisk lungfunktion, fertilitet eller absorption-/utsöndringsmönster kunnat beläggas. Det koncentrerade medlet irriterar ögon och slemhinnor och kan orsaka problem vid exponering för damm eller sprutdimma. Medlet tas knappast

upp genom oskadad hud, men om huden är skadad ökar risken. Borsalter orsakar reproduktionsskador hos försöksdjur vid oral tillförsel av relativt höga doser.

Oorganiska borföreningar, som preparatet TimBor består av till mer än 99 %, har egenskaper som kan innebära risk för hälsoeffekter vid överexponering. Kemikalieinspektionen har dock bedömt risken för exponering för hälso- eller miljöfarliga mängder som tillräckligt låg, under förutsättning att användningen är regelrätt och att lämplig skyddsutrustning används.

Rotstop (pergamentsvamp)

Allmänt

Pergamentsvampen (*Phlebiopsis* [*Phlebia*, *Peniophora*] *gigantea* (Fr.) Jül.), är en vitrötesvamp och tillhör Basidiomyceterna. Dess fruktkroppar bildar ett 0,5 mm tjockt pergamentliknande ”skinn” som kan bli flera kvadratdecimeter stort. Färgen är gråvit till gräddfärgad. I fuktig väderlek är konsistensen mjuk och vaxartad. Vid torra rullar sig kanten på fruktkroppen inåt mitten samtidigt som ytan blir spröd. Fruktkropparna producerar (sexuella) basidiesporer som sprids med vinden och kan infektera färska stubbytor. Sporererna fastnar även i barr varifrån de kan sköljas ner med regnvatten på stubbar (Rishbeth & Meredith, 1957). De sporer som används vid stubbehandlingen kallas oidier och är vegetativa (icke sexuella) sporer.

Förekomst

Pergamentsvampen förekommer allmänt i Nordamerika, Australien, Nya Zeeland och Europa inklusive Ryssland och anges i litteraturen som en av de typiska svamparna som först koloniserar stubbar och virke. Den etablerar sig dock knappast i stående träd. I en finsk undersökning hittades mycket lite av svampen i granar som först skadats och därefter infekterats med en sporrösning av pergamentsvamp. Däremot hittades en rad andra svampar (däribland rotticka) och många bakterier i skadorna (Kallio, 1973, 1976). I Skandinavien och Finland är svampen mycket vanlig, även om den tycks vara mindre förekommande i urskogar. Den hör i stället de skötta skogarna till (Eriksson & Strid, 1969). Detta faktum ter sig naturligt eftersom pergamentsvampen är en rötsvamp som gynnas av störningar som t.ex. avverkningar.

Kolonisation av stubbar

I en stor tallstubbe i södra Finland kan man hitta hundratals infektioner av pergamentsvampens olika genotyper (Korhonen, K. pers. meddel.) Förekomsten av luftburna sporer från pergamentsvamp har i flera undersökningar varit minst lika stor som antalet rottickesporer (Rishbeth, 1958; Kallio, 1965). Dock verkar det som om rottickesporerna gror snabbare. Ross (1968) konstaterade att stubbar av *Pinus taeda* i Georgia var mottagliga för

infektion av rotticka i ca 12 dagar, varefter en snabb ökning av mängden pergamentsvamp på stubbarna omöjliggjorde vidare kolonisation av rotticka. Petäistö (1978) hittade pergamentsvamp i 83 % av de undersökta tallstubbarna efter slutavverkning, medan andelen stubbar koloniserade av rotticka var 8 %. I en svensk undersökning fann man att pergamentsvampen, tillsammans med *Sistostrema brinkmanni*, *Trichaptum abietinum* (violticka) och *Stereum sanguinolentum* (blödskind), var de dominerande svamparna på tall- och granstubbar (Käärik & Rennerfelt, 1957). Det konstaterades även att pergamentsvampen var mycket vanlig på tallstubbar, medan det på granstubbar ofta förekom fler svamparter.

Det faktum att pergamentsvampen lättare koloniserar tallstubbar utnyttjades tidigt för stubbehandling av tall i England. Svampstammen som används i det finska och svenska Rotstop-preparatet har befunnits vara mycket effektivare än genomsnittet då det gäller att kolonisera granstubbar (Korhonen m.fl., 1994).

En polsk studie visar att barkade stubbar koloniserar i hög grad av pergamentsvamp men inte av rotticka, medan obarkade stubbar koloniserades av båda arterna. Där de färska stubbarna inokulerats med rotticka var infektionerna betydligt svagare i barkade stubbar än obarkade (Manka & Przezborski, 1972).

Kolonisation av virke

De ekonomiskt mest allvarliga svampangreppen på virke orsakas i regel av blånadssvampar, men i de rötangrepp som drabbar virke spelar pergamentsvampen oftast stor roll (Henningsson, 1962, 1965). Pergamentsvampen är en mycket vanlig rötsvamp i hela Europa på stockar, virke och flis av tall, gran och björk. I litteraturen förekommer den även i studier från t.ex. Australien (Keirle, 1978), Ryssland (Kreitsberg m.fl., 1978) och Nya Zeeland (Butcher, 1967).

Man har i Finland gjort tester på hur pergamentsvampen sprids i virke som kommer från stubbehandlade objekt (Lipponen, 1994). Där konstaterades att pergamentsvampen helt oberoende av stubbehandlingen kommer in i stocken via skador i barken och i rotändarna, något som försvårade bedömningen av hur långt upp rötan gått efter ett par månaders lagring. Svampens tillväxthastighet angavs till ca 2–3 cm per vecka. Den svenske distributören av Rotstop rekommenderar att sågvirkeassortiment inte bör sommarlagras längre än tre veckor. I virkestorkar dör pergamentsvampen p.g.a. den höga temperaturen.

Effekter på flora och fauna

Inga studier har hittats där effekter av stubbehandling på floran beskrivs. Svampfloran på stubben torde dock bli mindre diversifierad, åtminstone på kort sikt, eftersom den anbringade mängden sporer av pergamentsvamp är mycket stor jämfört med den ”naturliga” förekomsten av sporer.

Artificiell infektion av pergamentsvamp via stubbehandling skiljer sig från naturlig infektion på flera punkter. För det första är pergamentsvampen alltid först på plats vid stubbehandling, vilket gör att successionen av insekter och svampar förmodligen blir annorlunda jämfört med om stubben infekteras via naturligt förekommande sporer. För det andra blir färskast stubbar av gran betydligt oftare koloniserade av pergamentsvamp vid stubbehandling än vid naturlig infektion. Käärrik & Rennerfelt (1957) fann mycket sällan fruktkroppar av pergamentsvamp i granstubbar ett år efter avverkning, men i så gott som alla tallstubbar vid denna tidpunkt. Först andra året efter avverkning förekom fruktkroppar av pergamentsvamp i granstubbar. För det tredje används endast en klon av pergamentsvamp för närvarande. Denna klon är selekterad för att vara en effektiv kolonizatör av granstubbar.

Hur pass allvarliga dessa avsteg är från det naturliga förloppet med tanke på risker för störningar i olika ekosystem utanför stubbarna kan man bara spekulera i. Pergamentsvampens genetiska variation i naturen är för närvarande stor, och det finns såvitt man vet inga intersterila grupper (d.v.s. korsningsförhinder) av pergamentsvamp i Europa (Vainio m.fl., 1996). Den genetiska variationen kommer sannolikt att minska om man infekterar alla stubbar med en enda svampgenotyp. Korhonen (pers. meddel.) anser dock att dessa effekter blir betydelsefulla först efter en långvarig intensiv användning. Dessutom är det praktiskt omöjligt att få fullständig etablering av pergamentsvamp på alla granstubbar – koloniseringen blir ofta ofullständig. Att behandlingen ändå har effekt mot rottickan tyder på att de båda arterna konkurrerar om samma yta i stubben.

En utomhusstudie finns rapporterad där stubbehandling med pergamentsvamp haft effekt på insekter. Behandling av tallstubbar kort efter avverkning reducerade förekomst av snytbagge med ca 90 % i stubbarna (Skrzecz, 1996). Svampen bedöms ha verkat genom att konsumera det näringsrika kambieskiktet som också utnyttjas av snytbaggar. Tidig vår- och höstbehandling hade effekt på snytbaggen medan behandling sent på våren kort före snytbaggens svärmning ej hade effekt. Många insektsarter utnyttjar kambieskiktet i stubben och det finns anledning att tro att även dessa påverkas av behandling med pergamentsvamp. En stor del av effekten mot snytbagge förklaras troligen av att snytbaggarna undviker rötter som infekterats av pergamentsvamp. I de fall då snytbaggar lägger ägg i stubben tycks de inte överleva om pergamentsvampen hunnit etablera sig.

Oidier av pergamentsvamp var de allra vanligaste svampsporer som kunde isoleras från tallinsekter i Nordamerika (Hunt & Cobb, 1982). Man kan därför misstänka att insekterna kan fungera som vektorer för pergamentsvamp. Stubbehandling kan medföra att de primära insekterna som angriper helt färskast granstubbar konfronteras med fruktkroppar av pergamentsvamp oftare än annars. Kan primära graninsekter bli bärare av huvudsakligen en klon pergamentsvamp? Detta är okänt. Med tanke på att pergamentsvampsporer är vanlig i lufthavet kan troligen oidier också fastna på insekterna under flygningen.

Arbetsmiljö

Produkten Rotstop har genomgått ett antal tester avseende toxicitet och patogenicitet (Huntingdon Life Sciences, 1996), samtliga föreskrivna av Kemikalieinspektionen. Testerna visade att produkten är ofarlig att hantera vad gäller oral toxicitet, dermal toxicitet, infektivitet/patogenicitet oralt såväl som vid inhalation. Den orsakar heller ingen hudirritation. Vid inandning av stora mängder sporer kan andningsvägarna irriteras. På grund av att sporer i påsarna är i form av ett mycket fint pulver, kan personer som är känsliga för damm och/eller svampsporer också besväras av Rotstop-pulvret. Härvid är det viktigt att anvisningarna för tillredning följs.

Urea

I den litteratursökning vi gjorde fann vi inte heller några referenser till miljöeffektstudier som gällde stubbehandling med urea. Däremot har mycket forskning utförts över urea som gödselmedel. När praktisk skogsgödsling inleddes på 1960-talet var urea det helt dominerande gödselmedlet (Wiklander, 1986). Det kom under 1970-talet att successivt ersättas med ammoniumnitrat. En utförlig genomgång av de olika kvävegödselmedlens miljöeffekter redovisades tidigare inom ramen för en MKB (Nohrstedt & Westling, 1995). En normal gödselgiva är i skogsbruket ca 150 kg N/ha.

Kvävenedfall

Det årliga kvävenedfallet i Sverige är mellan ca 2 kg/ha i norra Sverige och 20 kg/ha i södra Sverige (Nohrstedt, 1993). I Götaland är det våta kvävenedfallet på öppet fält mellan 5 och 15 kg/ha (Anon., 1991). Trädkronorna kan fånga in en del torra partiklar och gaser innehållande kväve. Mätt som krondropp under träden kan det i extrema fall på Västkusten deponeras uppemot 30 kg/ha. Ett genomsnittligt årligt kvävenedfall i Götaland kan antas vara ca 10 kg/ha.

En stubbehandling med urealösning tillför ca 12 kg N/ha, således ungefär lika med det årliga kvävenedfallet. På en skogsgeneration om 60 år och antaget tre gallringar med stubbehandling, blir åtgärdens kvävetillförsel endast några få procent av nedfallet, d.v.s. marginell.

Vad händer i marken?

När urean som tillförs kommer i kontakt med mikroorganismer sönderdelas den av enzymet ureas i en reaktion med vatten som kallas hydrolys: $(\text{NH}_2)_2\text{CO} + \text{H}_2\text{O} \Rightarrow 2\text{NH}_3 + \text{CO}_2$. Den bildade ammoniak reagerar i den sura marken som en bas, varvid vätejoner förbrukas och pH höjs: $\text{NH}_3 + \text{H}^+ \Rightarrow \text{NH}_4^+$ (Nohrstedt & Palmér, 1988). En del ammoniak hinner dock avdunsta. I regel är det mindre än 10 % av den tillförda kvävemängden (Overrein, 1968; Volk, 1970; Melin, 1986; Nason m.fl., 1988; Mugasha & Pluth, 1995), men i extrema fall har en ammoniakavgång på 25 % uppmätts

i fält (Nömmik, 1973a, b). Ureans hydrolys går snabbt och den huvudsakliga ammoniakavgången sker inom loppet av några dagar efter gödsling (Nömmik, 1973a; Mugasha & Pluth, 1995). Sannolikt går det ännu fortare vid stubbehandling, där urean redan är löst i vatten.

Direkt efter tillförseln kommer pH i förna och humus att höjas. Nömmik & Möller (1981) fann t.ex. att en engångsgiva på 600 kg urea-N/ha höjde pH med så mycket som 1,5 enheter. Höjningen av pH är inte beständig. I takt med att den bildade ammoniumjonen tas upp av växternas rötter kommer pH att successivt sjunka tillbaka mot den ursprungliga nivån (Nömmik & Möller, 1981; Popovic, 1985). Ännu 10 år efter senaste gödsling kunde Jacobson & Nohrstedt (1993) registrera en mindre förhöjning i humusen. I mineraljorden är i regel pH-förändringarna avsevärt mindre än i humusen. Årlig gödsling med urea kan inducera kraftig nitratbildning (se nedan), vilket kan orsaka tydlig markförsurning (jfr. Tamm & Popovic, 1995).

Markens innehåll av andra näringsämnen än kväve kan påverkas av gödsling med urea. Det kan främst ske genom utlakning, upptag och fastläggning i växterna. Efter en engångsgödsling med urea (Nömmik & Möller, 1981) eller efter flera gödslingar med fleråriga intervall emellan (Jacobson & Nohrstedt, 1993; Nohrstedt m.fl., 1996) har ingen tydlig förändring erhållits vad gäller utbytbara baskatjoner. I ett par försök har dock utbytbart kalium reducerats med 20–30 % efter fyra gödslingar med totalt 1 440 kg N/ha (Jacobson & Nohrstedt, 1993). I dessa försök har också en reduktion erhållits vad gäller markens innehåll av växttillgängligt fosfor. Den relativa reduktionen har varit lika med eller något större än reduktionen för kalium. Efter 20 år med årlig ureagödsling och en total giva på 780 till 2 160 kg N/ha hade markens innehåll av utbytbara baskatjoner minskat tydligt (Tamm m.fl., 1995). Minskningens storlek ökade med ökande giva.

Flera mark- och vattenstudier har påvisat nitratbildning efter gödsling med urea, även vid givor som förekommit i praktiskt skogsbruk (Grip, 1982; Martikainen, 1984; Perrin, 1984; Hetherington, 1985; Popovic, 1985; Aarnio & Martikainen, 1992). Nitratbildning eller nitrifikation är en mikrobiologisk process och innebär att ammonium reagerar med syre och bildar nitrat, vatten och vätejoner: $\text{NH}_4^+ + 2\text{O}_2 \Rightarrow \text{NO}_3^- + \text{H}_2\text{O} + 2\text{H}^+$ (Nohrstedt & Palmér, 1988). För varje mol ammonium som oxideras bildas således 2 mol vätejoner. Aarnio & Martikainen (1992) fann att nitratbildningen efter en ureagödsling blev högre om gödsling skett även tidigare (3 år) med urea än om det inte skett. Detta gällde också antalet nitrifierande bakterier i marken. Det synes således finnas en ”minneseffekt” i marken. Detta kan förklara varför årlig gödsling ger större nitratbildning och markförsurning än gödsling med intervall emellan på flera år.

Urea reducerar markens kolomsättning långsiktigt (Martikainen m.fl., 1989; Nohrstedt m.fl., 1989). En hämning av markandningen har kunnat konstateras upp till 14 år efter gödsling. Effekten av olika doser är inte så väl undersökt, men i studien av Nohrstedt m.fl. (1989) antydde en ökad hämning med ökad giva. Kväveomsättningen verkar däremot inte påverkas långsik-

tigt av tidigare utförd ureagödsling (Popovic, 1985; Martikainen m.fl., 1989).

Den del av tillfört urea-N som kan återfinnas efter gödsling har undersökts i några få studier. Melin (1986) återfann 87 % av den mängd som tillförts vid en engångsgödsling med 150 kg N/ha. Nohrstedt m.fl. (1996) studerade ett doseringsförsök där totalt mellan 480 och 2 400 kg N/ha tillförts, fördelat på fyra tillfällen med fem års mellanrum. Man återfann ca 100 % för den lägsta givan och ca 40 % för de högre. Tamm m.fl. (1995) återfann en minskande andel med ökande giva i ett försök med årlig gödsling där totalt mellan 780 och 2 160 kg N/ha tillförts. Man återfann mellan 30 och 65 % av tillfört kväve.

Markvegetation

Många för växterna viktiga miljöförhållanden ändras efter gödsling med kväve. Sålunda ändras näringstillgång, ljus och fuktighet, torrdeposition och förfall. Dessutom kan akuta, toxiska effekter erhållas, genom direkt verkan av gödselmedel eller deras nedbrytningsprodukter på blad- och rotvävnad. Växtsamhällets sammansättning och konkurrensförhållanden är också viktiga för vilken effekt som erhålls på floran. I samband med stubbehandling med urealösning är sannolikt den viktigaste aspekten de akuttoxiska effekter som kan uppstå på och invid stubben. Mossor och lavar är särskilt känsliga för denna typ av påverkan eftersom de saknar det skyddande vaxskikt som högre växters blad har.

Hur skogsmarksfloran påverkas av kvävegödsling visas bl.a. av Gerhardt & Kellner (1986) och Kellner (1993) som studerade flera fältförsök som gödslats 1–5 gånger med givor i intervallet 120–600 kg N/ha och gång. I de fall omgödsling gjorts var omdrevet 5–7 år. Inventeringen av vegetationen gjordes 1–11 år efter senaste gödsling. I flertalet försök hade gödsling skett med urea, men också med ammoniumnitrat. Efter en engångsgödsling (två försök) var den bestående förändringen 9–11 år efter gödslingen knappt märkbar. Undantaget var att givorna 300 och 600 kg N/ha minskat förekomsten av renlavar och att den högsta ureagivan missgynnade väggmossa. En praktiskt förekommande giva på 150 kg N/ha gav ingen bestående effekt. När gödslingar skett ≥ 3 gånger började förändringarna bli mer tydliga. De entydigaste förändringarna var att kruståtel ökade och att kvastmossor, husmossa och renlavar minskade. Effekterna ökade i princip med ökad kvävegiva. Flertalet undersökningar har funnit att det i regel är någon art i fältskiktet som ökar i omfattning efter gödsling. För tre försök i skog av ristyp rapporteras att fältskiktet ökat i täckning (Mälkönen m.fl., 1980; Nohrstedt, 1994). I ett fall, där ett gödslingsförsök i en bördig granskog studerades, fann man en långvarig minskning av fältskiktets täckning (Nohlgren & Nohrstedt, 1995). Orsaken till det avvikande resultatet antogs vara att ljus-tillgången blev begränsande för fältskiktet.

Minskningen av renlavar efter skogsgödsling med kväve har förutom i ovan redan nämnda studier också påvisats i några andra undersökningar

(Andersson, m.fl., 1974; Eriksson, 1984; Eriksson & Raunistola, 1993). I dessa undersökningar prövades engångsgödsling med urea eller ammoniumnitrat i normal giva. Minskningen var i storleksordningen 25–50 %. Varaktighet var åtminstone sex år (Eriksson & Raunistola, 1993). Ett samlat intryck från ovan nämnda vegetationsstudier är att effekterna på mossor och lavar med något undantag var större för urea än för ammoniumnitrat.

Kvävefixerande lavar anses känsliga för kvävegödsling (Hällbom, 1984; Hallingbäck, 1991). De har därför studerats speciellt (Nohrstedt m.fl., 1988). Urea prövades på mark där påskrislav, torsklav och norrlandslav förekom. Dessa arter uppvisade olika känslighet för urean. Den förstnämnda arten var relativt okänslig, medan de två andra arterna var mer känsliga. Effekterna visade sig både som brännskador på bålen och en minskande täckningsgrad. En inventering i ett gammalt gödslingsförsök visade att en återetablering tar mycket lång tid i det fall en utslagning av kvävefixerande lavar skett.

En gifteffekt kan troligen uppkomma om det bildas höga koncentrationer av ammoniak i samband med ureagödslingen. Ammoniak slår hårdast på mossor och lavar som saknar vaxskikt, men kan också skada högre växter. Ett praktiskt fall med omfattande brännskador efter ureagödsling rapporterades av Nohrstedt (1988). Skadorna var mest framträdande i bottenskiktet, men fanns även i fältskiktet. Effekten ansågs bero på kraftig ammoniakbildning, vilken antogs ha gynnats av en dåligt granulerad urea och ett ovanligt varmt väder i kombination med fuktiga nätter och lite vind.

Storsvampars fruktkroppsproduktion studerades av Ohenoja (1978) under tre år efter en engångsgödsling med 200 kg urea-N/ha. Studien skedde i sex olika försök i Finland. Torrsubstansproduktionen ökade i medeltal något efter ureagödslingen. Effekterna var dock inte helt entydiga för samtliga försök. Skillnaden mot kontrollen avtog med tiden. Gödslingarna orsakade ingen tydlig effekt på antalet svamparter som bildade fruktkroppar. Pepparriska och pluggskivling var två arter som gynnades av gödslingen.

Liknande undersökningar gjordes av Eriksson m.fl. (1984) i två gödslingsförsök i Uppland. Försöken hade gödslats med urea i givor om 120–360 kg N/ha drygt ett år före provtagningen. Gödslingen påverkade inte svampproduktionen. I studien undersöktes också halten av sju olika tungmetaller i pepparriska, sandsopp och kremlor. Halterna påverkades ej av gödslingen.

Ureagödsling kan påverka mykorrhizabildning och artsammansättning. Arnebrant (1991) och Wallander m.fl. (1991) anger att mängden arter kan reduceras under ett par år efter gödsling, varefter en återgång sker till ursprungsnivån. Då kan dock förändringar i artsammansättningen kvarstå. Ännu 13 år efter en engångsgödsling med 600 kg N/ha i form av urea eller ammoniumnitrat i ett försök i Uppland kunde förskjutningar mellan mykorrhiza-typer iakttagas (Arnebrant, 1991; Wallander m.fl., 1991).

I samma försök undersöktes hur förekomsten av icke fruktkroppsbyggande, saprofytiska mikrosvampar påverkas av gödsling (Arnebrant m.fl., 1990). Där hade gödsling gjorts med urea, i givorna 150 och 600 kg N/ha, 11 år före undersökningen. Den låga givan saknade effekt, medan den högre påverkade artsammansättningen i viss utsträckning.

Effekter på fauna

Det finns inga studier gjorda på insekter vid behandling av stubbar med urea. Impregnering av trä med urea har provats men konstaterades vara ineffektivt mot strimmiga trägnagaren (*Anobium punctatum*) vid 4 % koncentration i veden (vikt/vikt) (Spiller, 1950). Det finns exempel på att urea i beten för termiter mycket effektivt tar död på mikroorganismer i matspjälkningskanalen, vilket så småningom leder till att termiterna svälter ihjäl (Waller, 1996). Spånplattor limmade med urea-formaldehyd har visat sig vara sämre än plattor limmade med fenol-formaldehyd som förökningssubstrat för husbock (*Hyloterpes bajalus*) (Becker, 1969). I sådana limmer ingår formaldehyd som härdare och urea eller fenol som bindmedel. Efter reaktion till lim-molekyl finns ofta en restmängd bindmedel (t.ex. urea) och formaldehyd (Månsson, B. pers. meddel.). Liknande resultat har erhållits för förökning av strimmig trägnagare vid jämförelse mellan plattor limmade med urea som bindmedel och med äldre former av bindmedel som framställt från döda djur (Bletchley, 1951).

Många vedlevande insekter är beroende av symbionter eller enzymer för spjälkning av cellulosa (t.ex. Becker, 1977; Chararas, 1981; Chapman, 1982). Barkborrar (*Scolytidae*) är beroende av jästsvampar för omvandling av monoterpener till doftsignaler (Leufvén, 1987). Andra arter, t.ex. randiga vedborren (*Trypodendron lineatum*) odlar svamp i veden som föda. Det kan inte uteslutas att urea kan påverka dessa symbionter negativt. Om detta i så fall kan ske vid behandling av stubbar är okänt.

Några studier har utförts över hur skogsgödsling med urea påverkar markfaunan. Abrahamson & Thompson (1979) följde under sex år effekten av olika givor urea på mängden småringmaskar. Under de två till tre första åren hade en giva på 100 kg N/ha ingen effekt, medan 400 och 1 600 kg gav en tydlig reduktion av antalet. Efter 2–4 år vände effekten och samtliga givor gav en större mängd maskar än den ogödslade kontrollen. Koskenhiemi & Huhta (1986) följde under tre år effekten på antalet kvalster av en engångsgiva med 460 kg N/ha som urea. Antalet reducerades tydligt redan under första året för att sedan successivt närma sig kontrollen. Lohm m.fl. (1977) studerade förekomsten av småringmaskar, hoppstjärtar och kvalster i två olika gödslingsförsök med urea i tallskog. Givan var 150 kg N/ha och provtagningen skedde ett till två år efter gödsling. Man fann inga effekter. Sammanfattningsvis verkar givor över 400 kg urea-N/ha ge åtminstone temporära reduktioner av vissa grupper markfauna.

Ytvatten

Effekten av gödsling med urea på vattenkemin har i Sverige endast studerats i det så kallade Kloten-projektet på 1970-talet (Grip, 1982). Inom projektet gödslades fyra olika avrinningsområden med en normal giva av urea.

Gödslingarna skedde från luften utan att undvika områdenas bäckar. Gödslingarna resulterade i en pH-höjning på som mest 0,6-1,3 enheter. Vätejonutlakningen minskade med ca 30 % för de tre till fyra år som följde på gödslingen. Halten ammonium-N, som bildas vid ureans hydrolysis, steg omedelbart efter gödsling till uppemot 5 ppm och sjönk sedan snabbt igen. Halten av nitrat, som inte tillförs direkt med urea, ökade successivt efter gödsling till ett maximum den första vintern. Då iaktogs nitrat-N-halter på som mest ca 5 ppm. Förhöjda halter av nitrat observerades sedan under hela den fyra-årsperiod som undersökningen pågick. Läckaget av oorganiskt kväve var under perioden mellan 2 och 9 % av den tillförda mängden gödselkväve för de fyra avrinningsområdena.

Nisbet & Stonard (1995) rapporterar om studier i tre ureagödslade avrinningsområden i Skottland. Man koncentrerade sig på hur halten av ammonium-N förändrade sig. Ammonium kan i vattnet övergå till ammoniak, vilket är mycket giftigt för fisk. Det finns också inom EU direktiv som säger att halten ammonium-N skall hållas under gränsvärdet 0,8 ppm som skydd för fisken. I de aktuella undersökningarna erhöles halter på ända upp till 5 ppm, d.v.s. avsevärt över gränsvärdet och ungefär lika de maxhalter som erhöles i ovan refererade svenska studier. Varaktigheten var dock begränsad, och ca en månad efter gödslingarna var halterna nere på bakgrundsnivå.

Ett par bäckvattenstudier har rapporterats från Kanada (Perrin, 1984; Hetherington, 1985). Gödslingen hade utförts från luften i givor om 200–225 kg N/ha. Man fann även i dessa fall ammonium- och nitrat-N-halter i storleksordningen flera ppm efter gödslingarna. Man mätte också halterna av urea och fann att de var höga. De höga halterna berodde sannolikt i huvudsak på att urea spreds rakt över bäcken och att den inte hydrolyserades särskilt snabbt i den miljön. I studien av Perrin (1984) fanns ett avrinningsområde i vilket man lämnade frizoner mot den avvattande bäcken. I detta fall erhöles mycket lägre maxhalter än i de andra områdena och ammonium-N-halten översteg aldrig ovan nämnda gränsvärde på 0,8 ppm.

Studier har också gjorts av hur fisk (öring m.fl. arter) reagerat på ureagödsling (Nyberg, 1977). Studierna gjordes dels i ett område i Medelpad, dels i ett område i Västmanland. I bägge fallen skedde gödslingen från luften och utan att frizoner lämnades mot bäckarna. Mer än hälften av avrinningsområdenas areal gödslades. Undersökningarna av fisk gjordes med burförsök och elfisken. Man fann inte några effekter av gödslingarna på fisken.

Lagstiftning

Nedan ges exempel på lagstiftning som kan vara tillämplig på åtgärden stubbehandling, då den utförs i praktisk drift.

SVL 30 §: Hänsyn till naturvårdens och kulturvårdens intressen vid skötsel av skog

I föreskrifterna till 30 § står att ”Skador till följd av skogsbruksåtgärder skall undvikas eller begränsas för växt- och djurarter som enligt Statens Naturvårdsverk är akut hotade, sårbara, sällsynta eller hänsynskrävande”. Härvid avses t.ex. arter som ofta förekommer i hänsynskrävande biotoper. I fallet med stubbehandling kan i första hand växter, svampar och lägre fauna komma att beröras av åtgärden.

I föreskrifterna står även om skador på mark och i vatten, exemplifierat med skogsgödsling, skogsmarkskalkning och vitaliseringsgödsling.

SVL 32 §: Miljökonsekvensbeskrivning (MKB)

I ärenden enligt denna lag skall finnas miljökonsekvensbeskrivningar som gör det möjligt att bedöma vilken inverkan nya metoder för skogens skötsel och nya skogsodlingsmaterial har på miljön. En sådan beskrivning skall upprättas av den som avser att använda en ny metod eller ett nytt skogsodlingsmaterial. Skogsstyrelsen avgör om en MKB skall upprättas och beslutar i varje enskilt ärende vad den skall innehålla. Skogsstyrelsen får även besluta att användaren av den nya skötselmetoden skall upprätta och bekosta MKBn. Naturvårdsverket och berörd länsstyrelse skall yttra sig om varje utförd MKB.

Miljöskyddslagen

Miljöskyddslagen är en av tre centrala lagar inom svensk skyddslagstiftning. Den är t.ex. tillämplig på ”användning av mark, byggnad eller anläggning på sätt som eljest kan medföra förorening av mark, av vattendrag, sjö eller annat vattenområde eller av grundvatten”. Åtgärd eller användning som omfattas av lagen kallas miljöfarlig verksamhet.

Lagen om kemiska produkter, förordningen om kemiska produkter

Lagen är en annan av de tre centrala skyddslagarna, och den är tillämplig på hantering och import av kemiska ämnen och produkter. Den behandlar bl.a. skyldigheter för användare och importör, tillstånd och tillsynsfrågor. I förordningen behandlas även vilka krav som ställs på försiktighetsmått, produktinformation, uppgiftsskyldigheter m.m.

Förordning (1985:836) om bekämpningsmedel

I 12 § står att läsa: ”Ett bekämpningsmedel som är särskilt skadligt för pollinerande insekter får inte användas för att behandla växter under den tid då insektspollination förekommer.

.....

I fråga om bekämpning som utförs yrkesmässigt med ett sådant bekämpningsmedel som avses i första stycket skall det föras anteckningar som meddelas av jordbruksverket.”

Kungörelse om spridning av bekämpningsmedel ("Spridningskungörelsen")

Spridningskungörelsen omfattar all spridning utomhus med bekämpningsmedel såväl över område där allmänheten fritt får vistas som över andra områden. Med bekämpningsmedel avses även ”sådana varor som med hänsyn till sina egenskaper och användning står bekämpningsmedel nära och för vilka produktkontrollnämnden föreskrivit att de regler som gäller för bekämpningsmedel skall äga motsvarande tillämpning”. I 8 § står det om informationsskyldighet till miljö- och hälsoskyddsnämnd. Skriftlig under rättelse till nämnden skall ske två månader innan bekämpning påbörjas vid spridning av bekämpningsmedel över område där allmänheten fritt får färdas (t.ex. skogsmark). Dessutom skall meddelande i ortspressen införas i de fall spridning sker över ej detaljplanelagt område där allmänheten fritt får färdas. Spridningsområdet skall märkas ut i terrängen och särskild information skall lämnas till boende i området. Undantag från informationsskyldigheten medges vid bekämpning som har karaktär av punktbehandling, t.ex. ”... vid behandling för att påverka en stam eller rotsystem i taget genom fickning, pensling eller liknande metoder”.

I tilläggen till spridningskungörelsen står det bl.a. att preparat som är giftiga för fisk och andra vattenlevande organismer inte får hanteras nära sjöar, vattendrag och dagvattenbrunnar. Vidare skall tillredning av bekämpningsvätska och rengöring av utrustning ske på sådan plats och på sådant sätt att yt- och grundvatten ej förorenas av bekämpningsmedel eller annan miljöskada uppstår.

Arbetsmiljölagen

Arbetsmiljölagen (AML) syftar till att säkerställa en arbetsmiljö som inte utsätter arbetstagare för ohälsa eller olycksfall. Arbetsgivare och arbetstagare har att gemensamt se till att skapa en god arbetsmiljö. I AML 9 § står att ”Den som tillverkar, importerar eller överlåter ett ämne, som kan föranleda ohälsa eller olycksfall, skall vidta de åtgärder som behövs för att hindra eller motverka att ämnet vid avsedd användning medför risk ur skyddssynpunkt ...” Information till användaren skall lämnas genom märkning eller på annat sätt. Tillsynsmyndighet för AML är Arbetarskyddsstyrelsen och Yrkesinspektionen.

Berörda myndigheter och organisationer

Följande avsnitt grundar sig på besök hos och telefonintervjuer med representanter från berörda myndigheter och organisationer.

Naturvårdsverket (NV)

Klas Österberg och Krister Ljungström

NV har tidigare inte diskuterat eller tagit ställning till stubbehandling mot rottröta ur natur- och miljövårdssynpunkt. Enligt Lagen om kemiska produkter är Kemikalieinspektionen remissinstans. Med tanke på verksamhetens omfattning är det dock möjligt att frågan kommer upp framgent hos NV. Rent spontant ansåg man att en punktbehandling av det här slaget troligen inte är så farlig, bl.a. med tanke på att de substanser som används är naturligt förekommande.

På frågan om vilka natur- och miljövårdsaspekter som bedömdes kritiska för respektive preparat svarade man, att för urea kan samma typ av argument som framförts mot kvävegödsling komma att användas, d.v.s. att man tillför kväve på områden med redan hög kvävedeposition. Mot TimBor kan anföras att det är ett klass 2-gift med ett LD₅₀-värde i samma storleksordning som t.ex. permetrin, och att det även har hög giftighet mot insekter. Mot pergamentsvamp kan anföras farhågor om att den kan komma att konkurrera ut andra arter, liksom att preparatet innehåller en enda svamp-individ.

Rent generellt anser man på NV att biologiska bekämpningsmedel är att föredra framför kemiska, men att man för den skull inte tror att biologiska medel är lösningen på alla problem. Man påtalade även att det kan finnas risker med biologiska preparat.

Initiativet till miljökonsekvensbeskrivningar av det här slaget bör komma från Skogsstyrelsen. Med tanke på omfattningen kan behov av en MKB tänkas föreligga. Det kommer i så fall an på Skogsstyrelsen att vid behov kontakta NV, Kemikalieinspektionen och andra i ärendet. Generellt är man positivt inställd till att MKB utförs, i stort sett oavsett vem som utför den. Det viktiga är att den är bra gjord.

Man påtalade att olika miljöeffekter av stubbehandling med TimBor bör studeras i fältstudier.

Skogsstyrelsen

Hans Samuelsson

Skogsstyrelsen ansluter till NVs uppfattning i de allra flesta frågorna. Dock påtalar man att såväl initiativ som finansiering av en MKB måste komma från den som drar nytta av den nya skogsbruksmetoden (enl. SVL 32 §). Det viktiga med en MKB är att den utförs med ett vetenskapligt angreppssätt. Eftersom SkogForsk och IVL är de enda som utfört MKB inom skogsbruket, så finns det ännu ingen uttalad praxis för hur ärenden av det här slaget drivs. MKB skall vara en förankringsprocess, där Skogsstyrelsen vill vara en part bland flera som utgör remissinstanser. Bedömningen eller ”godkännandet” av en MKB görs av lämplig myndighet.

Kemikalieinspektionen (KemI)

Birgit Schreiber och Margareta Bystedt

Då representanter för KemI fick svara på samma frågor som NV, visade det sig även här att man i de allra flesta frågor hade likvärdiga uppfattningar. Utöver det som nämnts under tidigare rubriker förordar KemI exponeringsstudier under praktiska förhållanden, främst avseende TimBor. Man pekade även på vissa hälsoeffekter av respektive preparat, t.ex. illamående och hudirritationer kan uppkomma om man får i sig urea (ingen stor fråga enligt KemI). Beträffande pergamentsvampen nämndes att effekter på mykorrhizasvampar var okända. KemI planerar att anlita svampexperter i Lund för att ytterligare belysa detta. När det gäller TimBor menade man att applicering av ett toxiskt ämne i höga doser kunde tala till nackdel för preparatet.

Ideella naturvården

Kortfattat kan man beskriva den ideella naturvårdens inställning med att kemisk bekämpning inte bör förekomma.

I FSCs internationella kriterier finns en del skrivet om detta (Anon. 1995). Under kriterium nr. 6, Effekter på miljön, är skrivet: ”Skogsbruket skall sträva efter att utveckla och använda miljövänliga, icke-kemiska metoder för att kontrollera skadegörare och undvika kemiska bekämpningsmedel Användning av biologiska bekämpningsmedel skall begränsas, dokumenteras, samt följas upp och kontrolleras noggrant i överensstämmelse med nationella lagar och internationellt accepterad vetenskaplig praxis. Användning av genmanipulerade organismer är inte tillåten.”

Under kriterium nr. 10, Plantageskogsbruk, är skrivet: ”Åtgärder skall vidtagas för att minimera risken för utbrott av skadegörare, sjukdomar, bränder liksom för självspridning/etablering av främmande växter. Där så är möjligt bör alltid integrerade bekämpningsmetoder med tonvikt på biologisk kontroll användas framför kemiska bekämpningsmedel samt konstgödselmedel undvikas. Mycket stora ansträngningar bör göras för att komma ifrån användande av kemiska bekämpningsmedel och konstgödsel, inklusive användning av sådana i plantskolor.” En svensk standard rörande plantageskogsbruk kan komma att utformas. Det är i dagsläget oklart om t.ex. plantering av gran på åkermark skulle kunna räknas som plantageskogsbruk (Lindhe, A. pers. meddel.). I och med att den svenska ideella naturvården i stort arbetar efter FSCs riktlinjer i dag, kan detta vara viktiga formuleringar att beakta.

Sammanfattande slutsatser och synpunkter

Allmänt

Generellt kan sägas att dokumentation om miljöeffekter av samtliga preparat ur ett stubbehandlingsperspektiv saknas nästan helt. Litteratursökningarna

gav ett mycket magert resultat. Slutsatserna från detta arbete grundas därför till stor del på en slags ”indirekt bevisföring”.

Stubbehandling, både med kemiska och biologiska preparat, torde påverka artsammansättningen av växter, svampar och djur på och kring de behandlade stubbarna. Effekterna, både vad avser omfattning och tidsperspektiv, av dessa förändringar är inte kända.

Det tycks finnas en allmän uppfattning hos myndigheter, att biologisk bekämpning är att föredra framför kemisk. Något officiellt skrivet uttalande rörande detta saknas dock från Skogsstyrelsen, Naturvårdsverket och Kemikalieinspektionen. De ratifierade internationella FSC-kriterierna gynnar användning av biologiska preparat framför kemiska.

Borat

Den mängd B som tillförs vid stubbehandling med TimBor i gallring (ca 1 kg B/ha) är ca 25–50 ggr större än det årliga nedfallet av B i nederbörden i SV Sverige. Om man räknar per skogsgeneration (60 år) och tre gallringar är tillförseln tre ggr det våta nedfallet.

De halter av B som uppmätts i marken lokalt kring stubben direkt efter behandling är upp till 20 ggr gånger högre än de halter i marken som flertalet växter tål innan de uppvisar förgiftningssymtom. Den lokala givan kring stubben är omräknat till hektar hela 60–200 kg B. T.ex. barrträd börjar uppvisa skadesymtom redan vid 4–5 kg B/ha.

Den mängd B som tillförs vid stubbehandling är per hektar ungefär lika med den mängd som tillförs i samband med kvävegödsling (1 kg B/ha). En avgörande skillnad är att dosen per behandlad ytenhet är 60–200 ggr större vid stubbehandling. Av detta skäl kan utlakningen per hektar sannolikt bli avsevärt större vid stubbehandling än kvävegödsling i och med att markens retentionsförmåga kraftigt överskrids. Effekterna på organismerna är dosberoende och blir sannolikt mycket allvarligare i samband med stubbehandling än vid den bortillförsel som sker vid kvävegödsling. Stubbehandling är också, till skillnad från kvävegödslingen, riktad mot en helt specifik nisch, nämligen granstubbar.

Borpreparat har en hög vattenlöslighet och lakas därför snabbt ut. Redan ca ett år efter behandling kan halterna i marken runt stubben åter vara nere på bakgrundsnivå. De halter som uppmätts i ytvatten har varit under gränsvärden för dricksvatten och också under de halter där de mest känsliga akvatiska organismerna tar skada. Det bör dock poängteras att denna information endast baserar sig på ett par arbeten.

Urea

Inga studier av miljöeffekter finns publicerade som gäller stubbehandling med urea. Slutsatserna nedan är därför indirekta och baserar sig på den forskning som bedrivits över skogsgödsling med urea.

Sett över en skogsgeneration är kvävetillförseln med stubbehandling marginell i jämförelse med kvävenedfallet från luften.

Den kvävegiva som ges är uttryckt per hektar låg jämfört med en normal giva vid praktisk skogsgödsling (12 kg/ha resp. 150 kg/ha).

I stubbens närmiljö blir dock kvävedosen avsevärd, motsvarande mellan 1 000 och 3 000 kg N/ha. Vid en sådan dos kan kraftig ammoniakbildning, nitrifikation och markförsurning förväntas. En minskning av markens kolomsättning och innehåll av växttillgängligt fosfor och eventuellt kalium är också trolig, liksom en temporär minskning av viss markfauna. Därutöver kan förändringar i artsammansättning hos insekter, mykorrhiza och saprofytiska svampar inte uteslutas. De nämnda förändringarna har liten betydelse sett i en större skala (hektar och mer), men påverkar naturligtvis kvaliteten på den speciella nischen i fråga.

Det är inte troligt att stubbehandling med urealösning ger några tydliga effekter på ytvattenkemin, och eventuella mindre förändringar torde inte innebära någon fara för det akvatiska livet.

Pergamentsvamp

Inga studier har hittats där effekter på floran (inkl. svampar utom rotticka) beskrivs. Svampfloran på stubben torde dock bli mindre diversifierad, åtminstone på kort sikt, eftersom den anbringade mängden sporer av pergamentsvamp lokalt är mycket stor jämfört med den ”naturliga” mängden sporer som kan landa på stubbytan. Vad detta betyder för populationsökologin hos pergamentsvampen och olika konkurrerande svamparter är inte undersökt.

Pergamentsvampens genetiska variation är för närvarande stor. I Europa finns såvitt man vet inga intersterila grupper (d.v.s. korsningsförhinder) av pergamentsvamp. Den genetiska variationen kommer sannolikt att minska om man infekterar alla stubbar med en enda svampgenotyp. Möjligheten att blanda flera genotyper i preparatet och att efterhand byta ut dessa bör beaktas av tillverkaren.

Med tanke på skillnaderna i spormängd mellan den naturliga sporförekomsten av pergamentsvamp och stubbehandling, bör man kanske vara försiktig med att använda pergamentsvamp i anslutning till områden där man vill att de naturliga processerna skall råda så långt som möjligt (t.ex. naturreservat, nyckelbiotoper etc.).

Forsknings- och utvecklingsbehov

Med tanke på den stora effekten inomhus av borater på insekter från vitt skilda taxonomiska grupper, torde en uppföljning av medlets varaktighet i stubbar, mark och växter ha hög prioritet. Även ureans varaktighet i stubbar bör studeras.

Effekter av stubbehandling (med framför allt TimBor och urea) på flora, fauna och biologiska processer i och runt omkring stubben bör studeras framgent. Vid dessa studier kan befintliga stubbehandlingsförsök utnyttjas, men även praktisk behandling under kommande säsong följas upp på olika sätt, t.ex. vad gäller flora och insekter.

Den genetiska diversiteten hos pergamentsvamp är ett annat angeläget område. Forskning inom ämnet har påbörjats i Finland och bör åtminstone bevakas.

Den tekniska utvecklingen bör drivas på ytterligare för att minimera spillet av preparat. Det är också angeläget att se till att nyanskaffad och befintlig utrustning fungerar med avseende på täckningsförmåga, så att behandlingen blir effektiv där den utförs.

Beträffande arbetsmiljön anses det viktigt att få bättre uppgifter på hur stora mängder av preparaten som användaren kan få i sig vid praktisk användning. Detta gäller framför allt TimBor och urea. Detta bör göras under ”värsta förhållanden”, så att om man får låga värden i filtret, kan dra slutsatsen att det finns liten risk för förgiftning.

Referenser

- Aarnio, T. & Martikainen, P.J. 1992. Nitrification in forest soil after refertilization with urea or urea and dicyandiamide. *Soil Biology and Biochemistry* 24, 951–954.
- Abrahamsen, G. & Thompson, W. N. 1979. A long term study of the enchytraeid (*Oligochaeta*) fauna of a mixed coniferous forest and the effects of urea fertilization. *Oikos* 32, 318–327.
- Ahl, T. & Jönsson, E. 1972. Boron in Swedish and Norwegian fresh waters. *Ambio* 1(2), 66–70.
- Andersson, B., Andersson, M. & Wahlberg, P.-A. 1974. Kvävegödsling på lavmarker. Skogsmästarskolan, Rapport nr 3. Skinnskatteberg, 9 s.
- Anonym. 1969. Miljöskyddslag 1969:387.
- Anonym. 1985. Förordning (1985:836) om bekämpningsmedel.
- Anonym. 1991. Miljöatlas – resultat från IVLs undersökningar i miljön 1991. Institutet för vatten- och luftvårdsforskning. Stockholm, 33 s.
- Anonym. 1992. Arbetsmiljölagen, 8:e upplagan. ISBN 91-38-92111-1.
- Anonym. 1993. Livsmedelverkets kungörelse om dricksvatten. Livsmedelsverket. SLV FS 1993:35. Uppsala, 73 s.
- Anonym. 1994. Skogsvårdslagen – Handbok. Skogsstyrelsen, Jönköping. ISBN 91-88462-11-0.
- Anonym. 1995. FSC document 1.4.3, 31 Aug. 1995. (Översättning av A. Lindhe, WWF.)
- Arnebrant, K. 1991. Effects of forest fertilization on soil microorganisms. Lunds universitet, Institutionen för ekologi. Akad. avh. Lund.
- Arnebrant, K., Bååth, E. & Söderström, B. 1990. Changes in microfungus community structure after fertilization of Scots pine forest soil with ammonium nitrate or urea. *Soil Biology and Biochemistry* 22, 309–312.
- Aronsson, A. 1985. Indikationer på stress vid obalans i trädens växtnäringstillstånd. Kungliga Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift, Supplement 17, 40–51.
- Becker, G. 1959. Beitrag zur Kenntnis der Wirksamkeit von Borverbindungen als Holzschutzmittel gegen Insekten und Pilze. *Holz als Roh- und Werkstoff* 17, 484–489.
- Becker, G. 1969. Versuche an Holzspannplatten mit Hausbockkäfer-Larven und Termiten. *Material und Organismen* 2 (suppl.), 27–41.
- Becker, G. 1977. Ecology and physiology of wood destroying Coleoptera in structural timber. *Material und Organismen* 12, 141–160.
- Bendz-Hellgren, M. 1995. TimBor, ett borpreparat för behandling av stubbar mot rottröta. Inst. f. skogl. mykologi och patologi, SLU. Stencil, 3 s.
- Bendz-Hellgren, M. & Johansson, M. 1995. Stubbehandling mot rottröta. *Skog & Forskning* 2:20–23.
- Bendz, M. & Stenlid, J. 1992. Ureabehandling lönar sig! Sveriges Skogsvårdsförbund, Tidningen Skogen 9/92, 43–44.
- Bletchly, J. D. 1951. A summary of some recent work on the factors affecting egg-laying and hatching in *Anobium punctatum* De G. (Coleoptera, Anobidae). *Trans. 9th int. Congr. Ent., Amsterdam*, 728–734.
- Brække, F. H. 1983. Micronutrients – prophylactic use and cure of forest growth disturbances. *Comm. Inst. For. Fenn.* 116, 159–169.
- Brække, F. H. 1994. Diagnostiske grensverdier for næringsselementer i gran- og furunåler. NLH, Aktuelt fra Skogforsk, Nr. 15–94. Ås, 11 s.

- Bunn, R. 1974. Boron compounds in timber preservation. An annotated bibliography. Technical paper, Forest Research Institute, New Zealand Forest Service, No. 60, 112 s.
- Butcher, J. A. 1967. Degrade by fungi of *Pinus radiata* posts during seasoning. Tech. Pap. For. Res. Inst. N.Z. For. Serv. No. 52, 23 s.
- Butterwick, L., de Oude, N. & Raymond, K. 1989. Safety assessment of boron in aquatic and terrestrial environments. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 17, 339–371.
- Cwielong, P., Lettojärvi, T. & Huttermann, A. 1993. The importance of oxygen for the physiology of *Heterobasidion annosum*, the cause of root and butt rot of spruce. (Tyska med engelsk sammanfattning.) *Allg. Forst- u. J.-Ztg.*, 164, 199–203.
- Dimitri, L. & Schumann, G. 1989. Further experiments on the host/parasite relationship between Norway spruce and *Heterobasidion annosum*. I: Morrison, D. J. (ed), *Proceedings of the seventh Int. Conf. on root and butt rots*. Vernon and Victoria, British Columbia, Canada August 9–16, 1988, 171–179.
- Dimitri, L., Zycha, H. & Kliefoth, R. 1971. Untersuchungen über die Bedeutung der Stubbeninfektion durch *Fomes annosus* für die Ausbreitung der Rotfäule der Fichte. *Forstwiss. Cbl.* 90, 104–117.
- Durand, P., Neal, C., Jeffery, H. A., Ryland, G. P. & Neal, M. 1994. Major, minor and trace element budgets in the Plynlimon afforested catchments (Wales): general trends, and effects of felling and climate variations. *Journal of Hydrology* 157, 139–156.
- Eriksson, A., Jansson, G. & Movitz, J. 1984. Skogsgödslingens effekter på svamp. *Vår Föda* 36, 76–85.
- Eriksson, J. 1980. Bor i mark och vegetation kring en glasullsindustri. SLU, Inst. f. markvetenskap. Uppsala, 58 s. Examensarbete.
- Eriksson, J., Bergholm, J. & Kvist, K. 1981. Injury to vegetation caused by industrial emissions of boron compounds. *Silva Fennica* 15 (4), 459–464.
- Eriksson, J. & Strid, Å. 1969. Studies in the Aphyllophorales (Basidiomycetes) of northern Finland with a preliminary report on the distribution of some nordic species in Fennoscandia. *Turun Yliopistin Julkaisuja. Sarja A. II. Biologica Geographica* 40, 112–158.
- Eriksson, O. 1984. Effekter av skogsgödsling på renbete och renbetning. SLU, Skogsfakta Supplement Nr 5. Uppsala. 80–87.
- Eriksson, O. & Raunistola, T. 1993. Impact of forest fertilizers on winter pastures of semi-domesticated reindeer. *Rangifer* 13, 203–214.
- Esseen, P. A., Ehnström, B., Ericsson, L. & Sjöberg, K. 1992. Boreal forests – The focal habitats of Fennoscandia. I: Hansson, L. (red.) *Ecological principles of nature conservation*. Elvier Applied Science, New York, London, 252–325
- Froelich, R. C. Dell, T.R. & Walkinshaw, C. H. 1966. Soil factors associated with *Fomes annosus* in the Gulf states. *Forest science* 12, 356–361.
- Frohm, S. & Thor, M. 1993. Stoppa rottrötan med urea. *SkogForsk Resultat* nr 12, 4 s.
- Frykenvall, L. & Henriksson, J. 1988. Stubbehandling med urea vid motormanuell mittzonsfällning. Examensarbete vid Södra skogsinstitutet i ämnet skogsteknik, nr 23, 37 s.
- Gerhardt, K. & Kellner, O. 1986. Effects of nitrogen fertilizers on the field- and bottomlayer species in some Swedish coniferous forests. Uppsala universitet, Växtbiologiska institutionen, Meddelanden 1986:1. Uppsala, 47 s. och fyra bilagor.
- Gibbs, J. N. & Smith, M. E. 1978. Antagonism during the sporophytic phase of the life cycle of two pathogens of woody hosts – *Heterobasidion annosum* and *Ceratocystis ulmi*. *Annals of Applied Biology* 89 (1), 125–128.
- Green, G. H. & Weeth, H. J. 1977. Responses of heifers ingesting boron in water. *Journal of Animal Science* 46, 812–818.

- Greig, B. J. W. & Pratt, J. E. 1976. Some observations on the longevity of *Fomes annosus* in conifer stumps. *European Journal of Forest Pathology* 6, 250–253.
- Grip, H. 1982. Water chemistry and runoff in forest streams at Kloten. Uppsala Universitet, Naturgeografiska inst., UNGI Report nr 58. Uppsala, 144 s.
- Gupta, U. C., Jame, Y. W., Campell, C. A., Leyshon, A. J. & Nicholaichuk, W. 1985. Boron toxicity and defience: a review. *Canadian Journal of Soil Science* 65, 381–409.
- Gustafsson, L., Berg, Å., Ehnström, B., Hallingbäck, T., Jonsell, M. & Weslien, J. 1995. Skogens rödlistade arter. SLU, Fakta Skog Nr 2, Uppsala, 4 s.
- Hallaksela, A.-M. & Nevalainen, S. 1981. Control of root rot fungus (*Heterobasidion annosum*) by treating Norway spruce stumps with urea. *Folia Forestalia* 470, 10 s. (Finska med engelsk sammanfattning.)
- Hallingbäck, T. 1991. Blue-green algae and cyanophilic lichens – threatened by air pollution and fertilization. *Svensk Botanisk Tidskrift* 85, 87–104.
- Hallingbäck, T. & Lennartsson, T. 1994. Hygget och florán. *SKOGEN* 10/94, 30–33.
- Hannerz, M. & Gemmel, P. 1994. Granföryngring under skärm – en litteraturstudie med kommentar. *SkogForsk Redogörelse* nr 4, 51 s.
- Henningsson, B. 1962. Studies in fungal decomposition of Pine, Spruce and Birch pulpwood. *Medd. Statens Skogsforskningsinstitut* 52 (3), 32 s.
- Henningsson, B. 1965. Fungus flora of summer-felled sawtimber. Institutionen för Virkeslära, Rapport nr R50, 18 s.
- Henriksen, H. A. & Jørgensen, E. 1952. Rodfordæverangreb i relation til udhugningsgrad. *Forstl. Forsøgsv. Danm.* 21, 215–251.
- Hetherington, E. D. 1985. Streamflow nitrogen loss following forest fertilization in a southern Vancouver Island watershed. *Canadian Journal of Forest Research* 15, 34–41.
- Hilt, M. & Ammer, U. 1994. Totholzbesiedelnde Käfer im Wirtschaftswald – Fichte und Eiche im Vergleich. *Forstw. Cbl.* 133, 245–255.
- Hinkle, N. C., Koeler, P. G. & Patterson, R. S. 1995. Larvicidal effects of boric acid and disodium octoborate tetrahydrate to cat fleas (Siphonaptera: Pulicidae). *Journal of Medical Entomology* 32, 424–427.
- Hogsette, J. A. & Koeler, P. G. 1994. Repellency of aqueous solutions of boric acid and polybor 3 to house flies (Diptera: Muscidae). *Journal of Economic Entomology* 87, 1033-1037.
- Holmer, L. 1996. Interspecific interactions between wood-inhabiting basidiomycetes in boreal forests. SLU, doktorsavhandling. ISBN 91-576-5100-0.
- Hunt, R. S. & Cobb, F. W. 1982. Potential arthropod vectors and competing fungi of *Fomes annosus* in pine stumps. *Can. J. Plant Path.* 4, 247–253.
- Huntingdon Life Sciences Ltd. Cambridgeshire, England. 1996. Tester av toxicitet/patogenicitet hos Rotstop utförda på uppdrag av Kemira Oy. Konfidentiell rapport.
- Hällbom, L. 1984. Effekter av skogsgödsling på kvävefixerande lavar. SLU, Skogsakta Supplement Nr 5. Uppsala, 77–79.
- Ingelög, T. 1984. Floravård i skogsbruket. Del 1 – Allmän del. Skogsstyrelsen. Jönköping, 153 s.
- Irmeler, U., Heller, K. & Warning, J. 1996. Age and tree species as factors influencing the population of insects living in dead wood (Coleoptera, Diptera: Sciaridae, Mycetophilidae). *Pedobiologia* 40, 134–148.
- Isomäki, A. & Kallio, T. 1974. Consequenses of injury caused by timber harvesting machines on the growth and decay of spruce (*Picea abies*). *Acta Forestalia Fennica* 136, 1–25.

- Jacobson, S. & Nohrstedt, H.-Ö. 1993. Effects of repeated nitrogen supply on stem growth and nutrients in needles and soil. SkogForsk, Report nr 1. Uppsala, 36 s.
- Johansson, M. 1980. Svensk rotrotforskning i europeiskt sammanhang. Sveriges Skogsvårdsförbunds tidskrift 4, 1980, 54 s.
- Johansson, M. & Brandtberg, P.-O. 1994. Environmental conditions influencing infection of Norway spruce stumps by *Heterobasidion annosum* and effect of urea treatment. I: Johansson, M. & Stenlid, J. (red.) Proceedings of the Eighth International Conference on Root and Butt Rots, Sweden and Finland, August 9–16, 1993, 668–674.
- Jokinen, K. 1984. The spread of *Heterobasidion annosum* and its control using *Phlebiopsis gigantea* during thinning in young stands of Scots pine. Folia Forestalia 607, 1–12. (Finska med engelsk sammanfattning.)
- Jones, S. C. 1991. Field evaluation of boron as bait toxicant for control of *Heterotermes aureus* (Isoptera: Rhinotermitidae). Sociobiology 19, 187–209.
- Kallio, T. 1965. The biology of dissemination and possibilities of controlling *Fomes annosus* in Finland. Metsät. Aikak. 82 (4), 139–141, 152. (Finska med engelsk sammanfattning.)
- Kallio, T. 1973. *Peniophora gigantea* (Fr.) Masee and wounded spruce (*Picea abies* (L.) Karst). Acta Forestalia Fennica 133, 28 s.
- Kallio, T. 1976. *Peniophora gigantea* (Fr.) Masee and wounded spruce (*Picea abies* (L.) Karst). Part II. Acta Forestalia Fennica 149, 18 s.
- Kallio, T. & Hallksela, A.-M. 1979. Biological control of *Heterobasidion annosum* (Fr.) Bref. (*Fomes annosus*) in Finland. European Journal of Forest Pathology 9:5, 298–308.
- Kangas, E. 1952. Maannousemaisenen (*Polyporus annosus* Fr.) esiintymisetä, tartunnasta ja tuhoista Suomessa. Referat: Über Auftreten, Infektion und Schäden des Wurzelschwamms (*Polyporus annosus* Fr.) in Finland. Commun. Inst. For. Fenn. 40(33), 34 s. (Finska med tysk sammanfattning.)
- Karström, M. 1992. Steget före – en presentation. Svensk bot. tidskr. 86, 103–114.
- Keirle, R.M. 1978. Effect of storage in different seasons on sapstain and decay of *Pinus radiata* D. Don in NSW. Australian Forestry 41(1), 29–36.
- Kellner, O. 1993. Effects on associated flora of silvicultural nitrogen fertilization repeated at long intervals. Journal of Applied Ecology 30, 563–574.
- Korhonen, K., Lipponen, K., Bendz, M., Johansson, M., Ryen, I., Venn, K., Seiskari, P. & Niemi, M. 1994. Control of *Heterobasidion annosum* by stump treatment with 'Rotstop', a new commercial formulation of *Phlebiopsis gigantea*. I: Johansson, M. & Stenlid, J. (red.) Proceedings of the Eighth International Conference on Root and Butt Rots, Sweden and Finland, August 9–16, 1993, 675–685.
- Koskenniemi, A. & Huhta, V. 1986. Effects of fertilization and manipulation of pH on mite (*Acari*) populations of coniferous forest soil. Rev. Ecol. Biol. Sol 23, 271–286.
- Kreitsberg, Z. N., Ozolinya, N. R., Sergeeva, V. N., Ekabsone, M. Y. & Aronchik, B. M. 1978. Analysis of wood attacked by enzymes. 21. Degradation of birch wood by white rot fungi. Khimiya Drevesiny 3, 98–101. (Ryska med engelsk sammanfattning.)
- Käärik, A. & Rennerfelt, E. 1957. Investigations on the fungal flora of Spruce and Pine stumps. Meddelanden från Statens Skogsforskningsinstitut nr 47(7), 88 s.
- Lagerberg, T. 1923. Rötornas betydelse för granen och dess avkastning. Skogsvårdsföreningens tidskrift 21, 313–345.
- Lang, F. J., Bingham, F. T., Hendrix, F. F. & Crane, N. L. 1986. Boron deposition on soil and native vegetation from geothermal emissions. Journal of Environmental Quality 15, 260–265.

- Lehto, B. 1995. Boron retention in limed forest mor. *Forest Ecology and Management* 78, 11–20.
- Lehto, T. & Mälkönen, E. 1994. Effects of liming and boron fertilization on boron uptake of *Picea abies*. *Plant and Soil* 163, 55–64.
- Leufvén, A. 1987. Chemical interactions between the spruce bark beetle (*Ips typographus*), its host tree (*Picea abies*), and associated microorganisms (especially yeasts) during tree colonization. Inst. f. kemisk ekologi, Göteborgs universitet. Doktorsavhandling.
- Lipponen, K. 1991. Stump infection by *Heterobasidion annosum* and its control in stands at the first thinning age. *Folia Forestalia* 470, 12 s. (Finska med engelsk sammanfattning.)
- Lipponen, K. 1994. Utredning angående pergamentsvampens spridning i sågvirket i samband med Rotstop-stubbehandling. Finska Skogsforskningsinstitutet, Helsingfors, 2 s.
- Lohm, U., Lundkvist, H., Persson, T. & Wirén, A. 1977. Effects of nitrogen fertilization on the abundance of enchytraeids and microarthropods in Scots pine forests. *Studia Forestalia Suecica* Nr 140, 1–23.
- Manka, K. & Przeborski, A. 1972. Effect of barking of Scots Pine stumps on their infection by *Fomes annosus*. *Prace Komisji Nauk Rolniczych i Komisji Nauk Lesnych* 34, 127–131. (Polska med engelsk sammanfattning.)
- Martikainen, P. J. 1984. Nitrification in two coniferous forest soils after different fertilization treatments. *Soil Biology and Biochemistry* 16, 577–582.
- Martikainen P. J., Aarnio, T., Taavitsainen, V.-M., Päivinen, L. & Salonen, K. 1989. Mineralization of carbon and nitrogen in soil samples taken from three fertilized pine stands: Long term effects. *Plant and Soil* 114, 99–106.
- Melin, J. 1986. Turnover and distribution of fertilizer nitrogen in three coniferous ecosystems in central Sweden. SLU. Inst. f. skoglig marklära. Rapporter i skogsekologi och skoglig marklära 55. Uppsala, 122 s.
- Meredith, D. S. 1959. The infection of Pine stumps by *Fomes annosus* and other fungi. *Annals of Botany* 23:455–476.
- Milne, D. L. 1963. A study of the nutrition of the cigarette beetle, *Lasioderma serricorne* F. (Coleoptera: Anobidae) and a suggested new method for its control. *Journal of the Entomological Society of South Africa* 26, 43–63.
- Mugasha, A. G. & Pluth, D. J. 1995. Ammonia loss following surface application of urea fertilizer to drained and undrained forested minerotrophic peatland sites in central Alberta, Canada. *Forest Ecology and Management* 78, 139–145.
- Myles, T. G. 1994. Use of disodium octaborate tetrahydrate to protect aspen waferboards from termites. *Forest Products Journal* 44, 33–36.
- Myren, D. T. 1981. Use of Borax and Sodium Nitrite in an Operational Thinning of Red Pine in Ontario to Prevent Stump Infection by *Fomes annosus*. *Forestry Chronicle* Dec 1981, 284–285.
- Mälkönen, E., Kellomäki, S. & Holm, J. 1980. Effect of nitrogen, phosphorus and potassium fertilization on ground vegetation in Norway spruce stands. *Comm. Inst. For. Fenn.* 98(3), 1–35.
- Möller, G. 1983. Borbristkador efter upprepad kvävegödsling på fastmark. I: Årsbok 1982. Föreningen Skogsträdsförädling och Institutet för skogsförbättring. Uppsala, 47–70.
- Möller, G. 1984. Synpunkter på mikronäringsämnen i skogsbruket med särskild hänsyn till borsituationen. *Kungliga Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift, Supplement* 16, 41–58.

- Nason, G. E., Pluth, D. J. & McGill, W. B. 1988. Volatilization and foliar recapture of ammonia following spring and fall application of nitrogen-15 urea to a Douglas-fir ecosystem. *Soil Science Society of America Journal* 52, 821–828.
- Neal, C., Smith, C. J. & Hill, S. 1992. Forestry impact on upland water quality. Institute of Hydrology, Report No. 119. Wallingford, 50 s.
- Nisbet, T. & Stonard, J. 1995. The effect of aerial applications of urea fertiliser on stream water quality. Forestry Commission, Research Note 266. Edinburgh, 4 s.
- Nohlgren, E. & Nohrstedt, H.-Ö. 1995. Long-term effects of repeated urea-fertilization on ground vegetation in a productive Norway spruce stand. SkogForsk, Report nr 2. Uppsala, 20 s.
- Nohrstedt, H.-Ö. 1988. Skador på bottenskiktet och vegetationsförändringar efter en skogsgödsling med urea. Institutet för skogsförbättring, Rapport nr 3. Uppsala, 18 s.
- Nohrstedt, H.-Ö. 1993. Den svenska skogens kvävestatus. SkogForsk, Redogörelse nr 8, Uppsala, 40 s.
- Nohrstedt, H.-Ö. 1994. Effects on field- and bottom-layer species in an experiment with repeated PK- and NPK-fertilisation. SkogForsk, Report nr 1. Uppsala, 19 s.
- Nohrstedt, H.-Ö., Arnebrant, K., Bååth, E. & Söderström, B. 1989. Changes in carbon content, respiration rate, ATP content, and microbial biomass in nitrogen-fertilized pine forest soils in Sweden. *Canadian Journal of Forest Research* 19, 323–328.
- Nohrstedt, H.-Ö., Jacobson, S., Ring, E. & Sikström, U. 1996. Residual effects of previous high N-input on nutrient conditions in a productive Norway spruce stand. SkogForsk. Manuskript, 36 s. Rapport till NUTEK och Vattenfall.
- Nohrstedt, H.-Ö. & Palmér, C. H. 1988. Några kemiska och biologiska processer kopplade till skogsgödsling. Institutet för skogsförbättring, Gödslingsinformation 1988/89 Nr 3. Uppsala, 4 s.
- Nohrstedt, H.-Ö., Wedin, M. & Gerhardt, K. 1988. Effekter av skogsgödsling på kvävefixerande lavar. Institutet för skogsförbättring. Rapport nr 4. Uppsala, 35 s.
- Nohrstedt, H.-Ö. & Westling, O. 1995. Miljökonsekvensbeskrivning av STORA SKOGs gödslingsprogram. Institutet för vatten- och luftvårdsforskning, IVL-Rapport B1218. Aneboda, 90 s.
- Nyberg, P. 1977. Skogsgödsling och fisk. Sötvattenslaboratoriet, Information nr 11. Drottningholm, 15 s.
- Nömmik, H. 1973a. The effect of pellet size on the ammonia loss from urea applied to forest soil. *Plant and Soil* 39, 309–318.
- Nömmik, H. 1973b. Assessment of volatilization loss of ammonia from surface-applied urea on forest soil by recovery. *Plant and Soil* 38, 589–603.
- Nömmik, H. & Möller, G. 1981. Nitrogen recovery in soil and needle biomass after fertilization of a Scots pine stand, and growth responses obtained. *Studia Forestalia Suecica* 159. Uppsala, 37 s.
- Ohenoja, E. 1978. Mushrooms and mushroom yields in fertilized forests. *Annales Botanici Fennici* 15, 38-46.
- Olofsson, D. (red.) 1996. Tickor i Sverige. WWF.
- Olsson, B. & Staaf, H. 1995. Influence of harvesting intensity of logging residues on ground vegetation in coniferous forests. *Journal of Applied Ecology* 32, 640–654.
- Overrein, L. N. 1968. Lysimeter studies on tracer nitrogen in forest soils: I: Nitrogen losses by leaching and volatilization after adding urea-, ammonium- and nitrate-¹⁵N. *Soil Science* 107, 149–159.
- Paludan, F. 1963. Karbolineum-smøring av skovfyrstød på Djursland. *Forstl. Forsøgsv. Danm.* 28, 1–10.

- Paludan, F. 1966. Infektion og spredning af *Fomes annosus* i ung rødgran. Forstl. Forsøgsv. Danm. 30, 2-47.
- Peace, T. R. 1938. Butt rot of conifers in Great Britain. Quarterly Journal of Forestry 32, 81-104.
- Perrin, C. P. 1984. An integration of forest and lake fertilization: transport and transformations of fertilizer elements. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 41, 253-262.
- Petäistö, R. L. 1978. *Phlebia gigantea* and *Heterobasidion annosum* in pine stumps on felling areas in Suomenniemi and Savitaipale. Folia Forestalia 373, 9 s. (Finska med engelsk sammanfattning.)
- Piri, T., Korhonen, K. & Sairanen, A. 1990. Occurrence of *Heterobasidion annosum* in Pure and Mixed Spruce Stands in Southern Finland. Scandinavian Journal of Forest Research 5, 113-125.
- Popovic, B. 1985. The effect of nitrogenous fertilizers on the nitrification of forest soils. Fertilizer Research 6, 139-147.
- Potter, M. F. 1992. What about the borates? Pest Control 2/1992: 40-41.
- Pratt, J. E. 1994. Some experiments with borates and with urea to control stump infection by *Heterobasidion annosum* in Britain. I: Johansson, M. & Stenlid, J. (red.) Proceedings of the Eighth International Conference on Root and Butt Rots, Sweden and Finland, August 9-16, 1993, 662-667.
- Pratt, J. E. 1996. Borates for stump protection – a literature review. Forestry Commission, Technical Paper 15. Edinburgh, 19 s.
- Pratt, J. E. & Lloyd, J. D. 1996. The use of disodium octaborate tetrahydrate to control conifer butt rot caused by *Heterobasidion annosum*. Proc. Crop Protection in Northern Britain, 6 s.
- Pratt, J. E., Nisbet, T. R., Tracy, D. R. & Davidson, J. 1997. Boron content in surface water run-off from a clearfelled conifer crop in west Scotland following stump treatment with disodium octaborate tetrahydrate. Forestry Authority Research Division, Northern Research Station, Roslin, Midlothian. Under bearbetning.
- Quarles, W. 1993. Boric acid and household pests. IPM Practitioner 15: 1-11.
- Raymond, K. & Butterwick, L. 1992. Perborate. I: Hutzinger, O. (red.) The handbook of environmental chemistry. Vol. 3. Detergents. de Oude, N. T. (vol. red.). Springer Verlag, 288-315.
- Redfern, D. B. 1993. The effect of wood moisture on infection of Sitka spruce stumps by basidiospores of *Heterobasidion annosum*. European Journal of Forest Pathology 23, 218-235.
- Rennerfelt, E. 1946. Om rottrötan (*Polyporus annosus* Fr.) i Sverige. Dess utbredning och sätt att uppträda. Medd. Statens Skogsforskningsinstitut 35:8, 1-85.
- Rishbeth, J. 1951a. Observations on the biology of *Fomes annosus* with particular reference to East Anglian plantations. II. Spore production, stump infection, and sphytyc activity in stumps. Annals of Botany 15, 1-22.
- Rishbeth, J. 1951b. Observations on the biology of *Fomes annosus* with particular reference to East Anglian plantations. III. Natural and experimental infection of Pines, and some factors affecting severity of the disease. Annals of Botany 15, 221-246.
- Rishbeth, J. 1952. Control of *Fomes annosus* Fr. Forestry 25, 41-50.
- Rishbeth, J. 1957. Some further observations on *Fomes annosus* Fr. Forestry vol 30, 69-89.
- Rishbeth, J. 1958. Detection of viable air-born spores in air. Nature 181 (4622), 1549.
- Rishbeth, J. 1963. Stump protection against *Fomes annosus*. III. Inoculations with *Peniophora gigantea*. Annals of Applied Biology 52, 63-77.

- Rishbeth, J. & Meredith, D.S. 1957. Surface microflora of Pine needles. *Nature* 179 (4561), 682–683.
- Ross, E. W. 1968. Duration of stump susceptibility of Loblolly Pine to infection by *Fomes annosus*. *Forest Science* 14(2), 206–211.
- Ryen, I. 1993. Stubbebehandling av gran med urea eller stor barksopp til bekjempelse av rotkjuke. Norsk Institutt for skogforskning Skogforsk, Rapport 13/93, 8 s.
- Saalas, U. 1917. Die Fichtenkäfers Finlands. I: *Ann. Acad. Scient. Fenn. Ser. A.*
- Schlenker, G. 1976. Einflüsse des Standorts und der Bestandesverhältnisse auf die Rotfäule (Kernfäule) der Fichte. *Forstwiss. Forsch.* 36, 47–57.
- Schmitschek, E. 1953. Forstentomologische Studien im Uhrwald Rotwald. Teil III. *Z. ang. Ent.* 35, 1–54.
- Schütt, P. & Schuck, H. J. 1979. *Fomes annosus* sporocarps – their abundance on decayed logs left in the forest. *European Journal of Forest Pathology* 9, 57–61.
- Schönar, S. 1979. Extend of susceptibility of freshly cut spruce stumps to infection by *Fomes annosus*. *Allgemeine Forst- und Jagt-Zeitung*, 150, 162–163. (Tyska med engelsk sammanfattning.)
- Sinclair, W. A. 1964. Root- and Butt-Rot of Conifers Caused by *Fomes annosus*, with Special Reference to Inoculum Dispersal and Control of the Disease in New York. *Mem. Cornell Univ. Agric. Expt. Sta. No. 391*, 54 s.
- Skrzecz, I. 1996. Impact of *Phlebia gigantea* (Fr.: Fr) Donk on the colonization of scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stumps by the large pine weevil (*Hylobius abietis* L.). *Folia Forestalia Polonica, Series A-Forestry* 38, 89–101.
- SNFS 1984: 2, PK: 19. Kungörelse om spridning av bekämpningsmedel. ISSN 0347–5301.
- Smidt, R. E. & Whitton, J. J. 1975. Note on boron toxicity in a stand of radiata pine in Hawkes Bay. *New Zealand Journal of Science* 18, 109–114.
- Solheim, H. 1994. Infeksjon av rotkjuke på granstubber til ulike årstider og effekt av ureabehandling. Norsk Institutt for Skogforskning, Rapport Skogforsk 3/94, 10 s.
- Spiller, D. 1950. Toxicity of Arsenious oxide, sodium flouride, zinc chloride, and some other materials to the common house borer, *Anobium punctatum* De Geer. *The New Zealand Journal of Science and Technology* 32, 1–5.
- Starzyk, J. R. & Sek, A. 1983. [Communities and associations of insects on Norway spruce stumps in plots at the Forestry Experimental station, Krynica (Sedecki Beskid Mountains)]. *Acta Agraria et Silvestria, Silvestris* 22: 71–86. (Polska med engelsk sammanfattning.)
- Stenlid, J. & Bendz-Hellgren, M. 1995. Kalk ger mer rottröta. *Sveriges Skogsvårdsförbund, Skog och forskning nr 2*, 16–19.
- Stone, E. L. 1990. Boron deficiency and excess in forest trees: a review. *Forest Ecology and Management* 37, 49–75.
- Strong, C. A., Koeler, P. G. & Patterson R. S. 1993. Oral toxicity and repellency of borates to German cockroaches (Dicyoptera: Blattelidae). *Journal of Economic Entomology* 86, 1458-1463.
- Suomi, D. A. & Akre, R. D. 1992. Control of structure-infesting beetle *Hemicoelus gibbicollis* (Coleoptera: Anobidae) with borates. *Journal of Economic Entomology* 85, 1188-1193.
- Swedjemark, G. & Stenlid, J. 1993. Population dynamics of the root rot fungus *Heterobasidion annosum* following thinning of *Picea abies*. *Oikos* 66, 247–254.
- Swift, M. J. & Boddy, L. 1984. Animal – microbial interactions during wood decomposition. *Sci. Prog. Oxf.* 64, 175–199.

- Tamm, C. O., Aronsson, A. & Popovic, B. 1995. Nitrogen saturation in a long-term forest experiment with annual additions of nitrogen. *Water, Air and Soil Pollution* 85, 1683-1688.
- Tamm, C. O. & Popovic, B. 1995. Long-term field experiments simulating increased deposition of sulphur and nitrogen to forest plots. *Ecological Bulletins* 44, 301-321.
- Thor, M. 1996. Stubbehandling mot rottröta orsakad av rotticka (*Heterobasidion annosum*) – en litteraturstudie. SkogForsk Redogörelse nr 2, 26 s.
- Torstensson, L. 1996. Studie av bors uppträdande i miljön efter användning av Timbor vid gallring i granbestånd. SLU, Inst. f. mikrobiologi. Uppsala. Manuskript, 11 s.
- Vainio, E., Hantula, J. & Korhonen, K. 1996. Genetic variation within *Phlebiopsis gigantea* in Europe as determined with RAMS-markers. Poster presenterad på Nordiskt skogspatologmöte, Tönnersjöheden, augusti 1996.
- Venn, K. & Solheim, H. 1994. Root and butt rot in first generation of Norway spruce affected by spacing and thinning. *I: Johansson, M. & Stenlid, J. (red.) Proceedings of the Eighth International Conference on Root and Butt Rots, Sweden and Finland, August 9-16, 1993, 642-645.*
- Volk, G. M. 1970. Gaseous loss of ammonia from prilled urea applied to slash pine. *Soil Science Society of America Proceedings* 34, 513-516.
- Vollbrecht, G., Gemmel, P. & Pettersson, N. 1995. The Effect of Precommercial Thinning on the Incidence of *Heterobasidion annosum* in Planted *Picea abies*. *Scandinavian Journal of Forest Research* 10, 37-41.
- Wahlström, K. & Barklund, P. 1994. Spread of *Armillaria spp.* and *Heterobasidion annosum* in Norway spruce exposed to drought, irrigation and fertilization. *I: Johansson, M. & Stenlid, J. (red.) Proceedings of the Eighth International Conference on Root and Butt Rots, Sweden and Finland, August 9-16, 1993, 582-591.*
- Wainhouse, D., Cross, D. J. & Howell, R. S. 1990. The role of lignin as a defence against the spruce beetle *Dendroctonus micans*: effect on larvae and adults. *Oecologia* 85, 257-265.
- Wallander, H., Arnebrant, K. & Dahlberg, A. 1991. Kvävegödsling påverkar mykorrhizasvamparna. SLU, Skogsfakta Nr 3. Uppsala, 4 s.
- Waller, D. A. 1996. Ampicillin, tetracycline and urea as protozoicides for symbionts of *Reticulitermes flavipes* and *R. virginicus* (Isoptera: Rhinotermitidae). *Bull. Ent. Res.* 86, 77-81.
- Weeth, H. J., Speth, C. F. & Hanks, D. R. 1981. Boron content of plasma and urine as indicators of boron intake in cattle. *American Journal of Veterinary Research* 42, 474-477.
- Weir Jr., R. J. & Fisher, R. S. 1972. Toxicologic studies on borax and boric acid. *Toxicology and Applied Pharmacology* 23, 351-364.
- Werner, H. 1971. The influence of site and stand conditions on red rot (heart rot) in Norway spruce stands on the central Schwabish Alb. *Mitt. Ver. Forstpfl. Stanortskunde Forstpfl. Zucht.* 20, 9-49. (Tyska med engelsk sammanfattning.)
- Werner, H. 1973. The influence of site and stand conditions on red rot (heart rot) in Norway spruce stands on the eastern Schwabish Alb. *Mitt. Ver. Forstpfl. Stanortskunde Forstpfl. Zucht.* 22:27-64. (Tyska med engelsk sammanfattning.)
- Weslien, J. 1991. Granbarkborrens fiender under bark. Hur påverkas de av skogsbruk? SLU, Skogsfakta 12/1991, 4 s.
- Weslien, J. & Regnander, J. 1990. Colonization densities and offspring production of the bark beetle *Ips typographus* (L) in standing spruce trees. *J. Appl. Ent.* 109, 358-366.
- Wiklander, G. 1986. Skogsgödslingen – en fara för mark och vatten? SLU, Skogsfakta Konferens Nr 9. Uppsala, 50-60.

- Wikner, B. 1986. Boron: determination and biogeochemistry with special reference to forestry. Göteborgs univ. Inst. f. analytisk och marin kemi. Akad. avh.
- Williams, L. H. & Amburgey, T. L. 1987. Integrated protection against lyctid beetle infestations. IV. Resistance of boron-treated wood (*Virola* spp.) to insect and fungal attack. Forest Products Journal 37, 10-17.
- Yde-Andersen, A. 1962. Seasonal incidence of stump infection in Norway spruce by air-borne *Fomes annosus* spores. Forest Science 8, 98–103.
- Yde-Andersen, A. 1978. Dyrkning av nåletrær gennem flere generationer og angreb af *Fomes annosus* (Fr.) Cke. Dansk Skovforenings tidsskrift 63(4), 271–290.
- Yde-Andersen, A. 1982. Urea som middel mod rodfordærverangreb. Forstl. Forsøgsv. Danm. 38, 209–217.

Personliga meddelanden

Bergqvist, Göran. MoDo Skog AB.
Bergqvist, Sture. Stora Skog AB.
Bucht, Stefan. Sydved AB.
Bystedt, Margareta. Kemikalieinspektionen.
Eriksson, Cege. Skogssällskapet.
Fridén, Billy. Sydved AB.
Gustafsson, Lena. SkogForsk.
Hagberg, Jan. SkogForsk.
Hallingbäck, Tomas. SLU, Artdatabanken.
Hansson, Mats. Stora Skog AB.
Johansson, Martin. SLU, Inst. f. Skoglig mykologi och patologi.
Jonsell, Mats. SLU, Inst. f. Entomologi.
Jungerstam, Jan. AntiCimex.
Korhonen, Kari. Finska Skogsforskningsinstitutet.
Lindhe, Anders. WWF.
Ljungström, Krister. Naturvårdsverket.
Månsson, Björn. Casco Nobel.
Pratt, Jim. Forestry Commission, Skottland.
Rosén, Lena. Kemikalieinspektionen.
Samuelsson, Hans. Skogsstyrelsen.
Sandstedt, Karl. Södra skogsägarna.
Schreiber, Birgit. Kemikalieinspektionen.
Stark, Josef. SLU, Inst. f. Entomologi.
Sundén, Sture. Kemi-Intressen.
Walde, Carl-Magnus. Inter-Agro.
Westling, Olle. IVL, Aneboda.
Österberg, Klas. Naturvårdsverket.