

Miljöeffekter av bränder i skogsekosystem – en litteraturöversikt med Norden i brännpunkten

Eva Ring



*Environmental impact of fires in forest ecosystems
—a study of the literature with the focus on Scandinavia*

Abstract

Environmental impact of fires in forest ecosystems—a study of the literature with the focus on Scandinavia

The beneficial effects of fire on biodiversity in boreal forests have been recognized in Swedish forestry. The area of forest land subjected to prescribed burning is therefore likely to increase in the near future. In the general discussion on the benefits of fire for biodiversity, little attention has been paid to the impact on the abiotic environment. This review of the literature attempts to highlight this aspect. The review focuses on the effects of fire on soil and water, above all, in Scandinavian conditions, but numerous studies from other parts of the world are also presented. The chemical and physical effects of forest fires and prescribed burning are considered, together with some microbiological effects. Gaps in the knowledge are identified and the impact of prescribed burning on the major environmental problems of climate change, acidification and eutrophication are also discussed.

Keywords: Environmental impact; forest; prescribed burning; soil; water; wildfire.

Ämnesord: Hyggesbränning, mark, miljöeffekt, skog, skogsbrand, vatten.

Redaktör: Gunilla Frumerie

Layout: Tryckeri AB Primo

Teckningar: Anna Marconi

Foto: Eva Ring

Ansvarig utgivare: Jan Fryk

Tidigare Redogörelser från SkogForsk

1996

- Nr 1 Utvecklingskonferens -96.
- Nr 2 Thor, M.: Stubbehandling mot rotröta orsakad av rotticka (*Heterobasidion annosum*) – en litteraturstudie.
- Nr 3 Hannerz, M. (vetenskaplig redaktör): Plantproduktion och skador. Konferens i Uppsala 30 januari 1996.
- Nr 4 Sondell, J., von Essen, I.: Apteringsdatortest 1995 – studier av sex apteringssystem.
- Nr 5 Pettersson, F.: Effekter av olika röjnings- och gallringsåtgärder på beståndsutvecklingen i tall- och granskog.

1997

- Nr 1 Rosvall, O., Sennerby-Forsse, L.: Framtider i skogen – resultat av ett scenario-projekt.

SkogForsk

— Stiftelsen Skogsbrukets Forskningsinstitut

arbetar för långsiktigt, lönsamt skogsbruk på ekologisk grund. Bakom SkogForsk står de stora skogsbolagen, skogsägareföreningarna, stift, gods, allmänningar 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

Centrala frågeställningar:

- Produktvärde och produktions-effektivitet
- Skogsodlingsmaterial
- Miljöanpassat skogsbruk
- Nya organisationsstrukturer

Uppdrag

På de områden där SkogForsk har särskild kompetens utför vi i stor omfattning uppdrag åt skogsföretag, maskintillverkare och myndigheter. Det kan gälla speciella utredningar eller anpassning av utarbetade metoder och rutiner till lokala förhållanden.

Information

För en effektiv spridning av resultaten utnyttjas olika kanaler: Personliga kontakter, kurser, fackpress, filmer samt egna publikationer i olika serier.



Beställning/distribution

Glunten

751 83 UPPSALA

Tel: 018-18 85 00, Fax: 018-18 86 00

skogforsk@skogforsk.se

<http://www.skogforsk.se>

© SkogForsk 1997, ISSN 1103-4580

Miljöeffekter av bränder i skogsekosystem

– en litteraturöversikt med Norden i brännpunkten

*Environmental impact of fires in forest ecosystems
—a study of the literature with the focus on Scandinavia*

Eva Ring



Eva Ring, hydrolog.

Utexaminerades från geovetarlinjen vid Uppsala universitet 1989. Därefter arbetade hon en kort tid som assistent på Avdelningen för hydrologi på Uppsala universitet. År 1991 började hon arbeta med vattenfrågor på Institutet för skogsförbättring, sedermera SkogForsk. Som en del av sitt arbete genomgår hon en forskarutbildning på Institutionen för markvetenskap vid Sveriges lantbruksuniversitet.

Förord

Kraven på bättre naturvård i skogsbruket har bidragit till att intresset för brand och bränning har ökat starkt. För att kunna bedöma nyttan av en skogsbruksåtgärd måste alla aspekter tas med, t.ex. naturvård, miljövård, skogsproduktion och rekreation. Syftet med denna litteraturöversikt är att visa vad som är känt och okänt om bränders effekter på miljön. Hyggesbränningens påverkan på skogsproduktionen behandlas inte i detta arbete, men några förslag på litteratur ges på s. 58.

Under hösten 1993 påbörjade jag arbetet genom att söka efter material i ett antal litteraturdatabaser. Under 1996 gjorde jag ytterligare sökningar för att täcka in studier som publicerats under arbetets gång. Jag gör dock inte anspråk på att ha täckt in alla undersökningar som publicerats inom detta område.

Många personer har på olika sätt bidragit till denna litteraturöversikt. Ett särskilt varmt tack för många goda synpunkter på manuskriptet, och uppmuntrande ord, vill jag rikta till Hans-Örjan Nohrstedt (SkogForsk). Värdefulla synpunkter på manuskriptet har även getts av: Ola Engelmark vid Institutionen för ekologisk botanik (Umeå universitet), Per-Erik Jansson vid Institutionen för markvetenskap (SLU, Uppsala), Tom Korsman vid Institutionen för miljö- och hälsoskydd (Umeå universitet), Ingvar Nilsson vid Institutionen för markvetenskap (SLU, Uppsala), Mikael Ottosson Löfvenius vid Institutionen för skogsekologi (SLU, Umeå), Lisa Sennerby-Forsse (SkogForsk) och Gunnar Wiklander vid Institutionen för skoglig marklära (SLU, Uppsala). Ett varmt tack till er alla.

Ett tack riktar jag också till Lena Vought (Lunds universitet) och mina brandintresserade medarbetare på SkogForsk, Yvonne Aldentun, Lena Gustafsson och Jan-Olov Weslien, som på olika sätt bidragit till detta arbete. Mikael Öhman och Nils Jerling på SkogForsk har oförtröttligt kopierat bakgrundsmaterial till denna litteraturöversikt.

Uppsala i december 1996

Eva Ring

Innehåll

Sammanfattning	6	Surhet	21
Summary	8	Organiskt material, kol och träkol	23
Inledning	10	Mineralisering och respiration	26
Förutsättningar	12	Kväve	27
Val av kemiska variabler	12	Kol-kväveknoten	32
Jordmåner enligt Soil Taxonomy	12	Fosfor	33
Statistisk bearbetning	12	Svavel	34
Brand, bränning och förbränning	13	Katjoner	35
Global biomassaförbränning och brandyta i Sverige	13	Om fördelning i markprofilen	41
Att beskriva bränder språkligt och fysikaliskt	13	Vatten	42
Brand och bränning	13	Vattenbalans	43
Intensitet, hårdhet och varaktighet	13	Kronddropp, interception och stamavrinning ..	43
Skillnad mellan brand i skog och på hygge	13	Markfaktorer	44
Bränslet i skog	14	Avrinning och vattenföring	45
Förbränningsprocessen – ingen rök utan eld	14	Vattenkvalitet	45
Luft	16	Temperatur	45
Kort om effekter på luft	16	Surhet och alkalinitet	46
Kol	17	Kväve och fosfor	47
Kväve	17	Sulfat och klorid	47
Fosfor	18	Katjoner	48
Svavel	18	Diskussion	49
Katjoner	18	Ytterligare kunskap behövs	49
Mark	19	Bränning jämfört med återföring av vedaska	50
Fysikalisk påverkan	19	Hur påverkar bränning växthuseffekten, försurning och eutrofiering?	50
Marktemperaturen under brand	19	Referenser	52
Marktemperaturen efter brand	20	Personliga meddelanden	58
Markkemi	21	Skogsproduktion och bränning – några litteraturtips	58

Contents

Summary	8	Organic material, carbon and charcoal	23
Introduction	10	Mineralization and respiration	26
Assumptions	12	Nitrogen	27
Choice of chemical variables.	12	Carbon-nitrogen ratio	32
Soils as per Soil Taxonomy	12	Phosphorus	33
Statistical processing	12	Sulphur	34
Fires, prescribed burning and combustion	13	Cations.....	35
Global burning of biomass and		Redistribution through soil profile	41
area burnt in Sweden	13	Water	42
Describing fires: words and physics	13	The water balance	43
Fires and prescribed burning	13	Throughfall, interception and stem runoff	43
Intensity, severity and duration	13	Soil factors	44
Differences between fires in the forest		Runoff and discharge	45
and cutover fires	13	Water quality	45
Forest fuel	14	Temperature	45
The combustion process: no smoke without fire	14	Acidity and alkalinity	46
Air	16	Nitrogen and phosphorus	47
The impact on air in brief	16	Sulphate and chloride	47
Carbon	17	Cations.....	48
Nitrogen.....	17	Discussion	49
Phosphorus	18	More knowledge needed	49
Sulphur	18	Prescribed burning versus wood-ash recycling ...	50
Cations.....	18	What impact does prescribed burning have	
Soil	19	on the greenhouse effect, acidification	
Physical effects	19	and eutrophication?	50
Soil temperature during fire	19	References	52
Soil temperature after fire	20	Personal communications.....	58
Soil chemistry	21	Forest production and prescribed burning	
Acidity	21	—some recommended reading	58

Sammanfattning

Bränder innebär en stor förändring av den kemiska och fysikaliska miljön i skogsekosystem. I föreliggande arbete ges en översikt över brandens effekter på luft, mark och vatten med betoning på de två sistnämnda. Effekter av både spontana skogsbränder och olika typer av bränningar presenteras. Begreppet ”bränsle” används fortsättningsvis för allt brännbart i skogsekosystem.

I Sverige brinner årligen några tusen hektar skogsmark. En viktig skillnad mellan hygges- och skogsbränder är att en hyggesbrand, till skillnad från en skogsbrand, inträffar kort efter en annan stor förändring, nämligen avverkning.

Under en brand värms markytan upp med tio- till hundratals grader, men på djup större än ca 5 cm är uppvärmningen obetydlig. Temperaturförloppet vid hyggesbränder varierar troligen mycket, både inom och mellan hyggen, p.g.a. varierande fuktighetsförhållanden och bränslemängder. Fuktigheten i humustäcket hindrar ofta elden från att bränna bort hela humustäcket. En kanadensisk och en japansk studie redovisar högre marktemperaturer på hyggen som bränts än på obrända hyggen. Med vegetationens återkolonisation minskade skillnaderna.

Röken från bränder påverkar sikt och luftkvalitet lokalt eller regionalt under en viss tid. Transporten av ämnen till luften sker i form av gaser och partiklar. En del av det som avgår till luften kan återföras till ståndorten via nederbörden.

Aska som bildas då biomassa förbränns reagerar basiskt. Detta medför att pH-värdet i förmultnings-skiktet ökar, ofta med mer än två pH-enheter. Även i humusämnesskiktet och mineraljorden kan pH-värdet öka. Det förhöjda pH-värdet i humusskiktet minskar med tiden. Det kan ta tiotals år innan pH-värdet återgått till samma nivå som i obränd mark.

Kol kan avgas till luften i många olika föreningar, varav koldioxid är den kvantitativt viktigaste. Maximalt kan ca 20 % av markens totala kolförråd brinna upp, eftersom ca 20 % av det totala kolförrådet i podsoler finns i humusskiktet. Vid hyggesbränder i Norge och Finland minskade det organiska skiktets vikt med 20–25 % under själva branden. Även tiotals år efter hyggesbränningar i Norden var mängden organiskt material och kol mindre i bränd mark än i obränd. Kvaliteten på det organiska materialet påverkas troligen också av brand. En svensk studie visar att

träkol som bildats vid skogsbränder kan binda fenoliska ämnen som producerats av kråkbär (*Empetrum hermaphroditum*).

Kväve förgasas vid de flesta skogs- och hyggesbränder. Avgångens storlek beror på förbrännings-temperaturen och mängden bränsle som brinner upp. Det mesta av kvävet som frigörs vid brand avgas till luften, men en del transporteras ner i marken och återfinns i form av ammonium. Kväveförluster från det organiska markskiktet på nära 0 till 817 kg ha⁻¹ har rapporterats efter skogsbränder. Efter hyggesbränder har förluster från humusskiktet på 76-166 kg ha⁻¹ rapporterats. Hyggesbränningens långsiktiga effekter (19-62 år) på markens kväveförråd varierar, enligt fyra nordiska studier, från ingen påvisbar effekt till kraftigt minskade förråd. Hyggesbränning är en viktig post i en ståndorts kvävebudget. Nitrifikation, N₂-fixering och kväveminerisering påverkas sannolikt av brand men hur, och i vilken omfattning, är otillräckligt belyst under nordiska förhållanden.

Fosfor avgas till luften vid brand, men kopplingen till bränslets vikt förlust är inte lika stark som för kväve. Fosforhalten i aska kan vara många gånger högre än i obränt material, vilket medför att borttransport av aska med rök, vind och vatten kan vara viktig för förlusten av fosfor. Hur sammansättningen på markens fosforförråd förändras initialt tycks bero på förbränningstemperaturen. Hyggesbränning kan långvarigt minska markens totala fosforförråd.

På grund av lågt svavelinnehåll i biomassa bildas svaveloxider endast i små mängder vid brand. Svavelförrådet i markens organiska skikt tycks minska efter hyggesbränning både på kort och lång sikt, medan förrådet i mineraljorden tycks öka på lång sikt enligt två svenska studier.

Katjoner kan avgas till luften vid mycket intensiva bränder. Kunskapen om detta är dock begränsad. Initialt ökar ofta de totala förråden av katjoner i marken (kalium, magnesium, kalcium och mangan) p.g.a. att organiskt material ovan jord förbränns och hamnar på markytan. Effekten på katjonförråden förändras med tiden till följd av omfördelning och utlakning.

En del mikroorganismer dör under brand p.g.a. temperaturökningen i marken. Den mikrobiella biomassan och respirationen i humustäcket minskar under några år efter brand enligt fyra finska studier. Minskad vattenhalt tycktes bidra till den minskade

respirationen. I två finska studier var den mikrobiella respirationen per enhet mikrobiell biomassa dock högre i humus från bränd än från obränd mark, d.v.s. den metaboliska kvoten ökade efter brand.

Bränders påverkan på vattenbalansen är inte undersökta i Norden. Kronbränder påverkar dock med största sannolikhet vattenbalansen mer än mark- och hyggesbränder. I internationella undersökningar har man funnit att bränder kan medföra att hydrofobiciteten i marken ökar. Detta är inte undersökt i Norden. Ökad hydrofobicitet, och/eller igensättning av makroporer, kan innebära att markens infiltrationskapacitet minskar efter brand.

Vattenkemiska effekter av brand är otillräckligt undersökta i Norden men är bättre kända i andra delar av världen. Direkt efter brand har kemiska förändringar observerats i rinnande vatten. Dessa beror troligt

gen på direkttillförsel av aska och att rökgaser löst sig i vattnet. De mest entydiga resultaten rör fosfor och katjoner. Brand tycks inte nämnvärt påverka fosforhalten i vare sig mark-, grund- eller rinnande vatten, medan katjonhalten ofta tycks öka. En studie visar att sulfat- och kloridhalten i rinnande vatten kan öka efter skogsbrand.

För att kunna göra en tillförlitlig bedömning av hur bränder i nordiska skogsekosystem påverkar mark och vatten krävs ytterligare kunskap om brandens effekter på tungmetall- och kväveomsättning, förråd av olika näringsämnen i marken och vattenkvalitet. Bränning kan påverka växthuseffekten, mark- och vattenförsurning och eutrofiering negativt, men i den omfattning som planeras inför den närmaste framtiden (ca 4 000 ha per år i Sverige), torde de negativa effekterna inte överskugga de positiva.

Summary

Fire has a considerable impact on the chemical and physical environment in a forest ecosystem. This report presents an overview of the impact of fire on the air, soil and water, with emphasis on the last two of these. The impact of both spontaneous fires and prescribed burning is reviewed. In this report, the term, forest fuel, refers to all combustible materials in the forest ecosystem.

In Sweden, fires occur on a few thousand hectares of forest land every year. One important difference between prescribed burning and wildfires is that prescribed burning follows another significant event, i.e. logging.

During a fire, the temperature of the ground surface increases by anything from some tens of degrees to several hundred degrees, yet at depths of more than about 5 cm, the increase in temperature is negligible. The temperature curves in prescribed burning probably vary widely both within and between cutovers because of the differing moisture conditions and quantities of forest fuel. The moisture in the humus layer often prevents a fire from burning away the humus layer completely. Two studies (one in Canada and the other in Japan) noted higher soil temperatures on cutovers that had been burnt than on unburnt ones, although the difference narrowed as vegetation recolonized the land.

The smoke from fires affects visibility and the local or regional air quality for a time. Substances emitted into the air are in the form of gases or particulates. Some of these emissions are deposited on the site again by precipitation.

The ash formed from combustion of the biomass is alkaline. Consequently, the pH of the fermentation (mor F) layer rises, often by more than two pH-units, and there can also be a rise in the pH of the humification (mor H) layer and mineral soil as well. The increased pH of the humus layer will decrease with time but it can take decades before the pH returns to the same as on unburnt land.

Carbon is emitted into the air in a variety of compounds, although the main one in terms of quantity is carbon dioxide. The maximum proportion of the total amount of carbon in the soil that can be burnt is about 20%, since approximately 20% of the total supply of carbon in podzols resides in the humus layer.

Following prescribed burning in Norway and Finland, the weight of the organic layer was found to have decreased by 20–25% during the fire. Even after some decades had elapsed after prescribed burnings in Scandinavia, the quantities of organic materials and carbon were found to be smaller on burned land than on unburnt sites. It is also likely that the quality of the organic material is affected by fire. One Swedish study found that charcoal resulting from forest fires was able to bond with phenolic substances produced by crowberry (*Empetrum hermaphroditum*).

Nitrogen is vaporized in the majority of forest fires and prescribed burnings. The quantity depends on the combustion temperature and the amount of forest fuel consumed. Most of the nitrogen released by fire is emitted into the air, although some permeates the soil, where it occurs as ammonium. Nitrogen depletion ranging from almost nil up to 817 kg ha⁻¹ in the organic soil layer has been reported after forest fires. Following prescribed burning, nitrogen depletion in the humus layer was found to be between 76 and 166 kg ha⁻¹. The long-term impact (19–62 years) of prescribed burning on the supply of nitrogen in the soil varies, in four Scandinavian studies, from no discernible effect to heavy depletion. Prescribed burning constitutes an important item in the nitrogen budget of a site. It is also probable that nitrification, N₂ fixation and the mineralization of nitrogen are affected by fire; but how and to what extent have not yet been adequately determined for Scandinavian conditions.

Phosphorus is released into the air by fire, but the link with the weight depletion of the fuel is not as clear as for nitrogen. The concentration of phosphorus in ash can be many times higher than in unburnt materials, which means that the dispersion of the ash by smoke, wind and water can be critical to phosphorus depletion. The initial change in the composition of the phosphorus supply in the soil apparently depends on the combustion temperature. Prescribed burning can deplete the total supply of phosphorus in the soil in the long term.

Only small quantities of oxides of sulphur are released into the air during a fire, owing to the low concentrations of sulphur occurring in the biomass. According to two Swedish studies, it seems that the

sulphur supply in the organic layer of soil is depleted after prescribed burning, whereas the supply in the mineral soil apparently increases in the long term.

Cation emissions into the air can occur during very intensive fires, although knowledge on this is limited. The total supply of cations in the soil (potassium, magnesium, calcium and manganese) often increases initially, because the organic material above the ground burns and falls to the ground. The impact of fire on the cationic supply changes with time as a result of redistribution and leaching.

Some microorganisms die during a fire owing to the increased temperature of the soil. According to four studies conducted in Finland, the microbial biomass and respiration in the humus layer decrease for a few years following a fire. It is apparently the depletion in the moisture content that accounts for the reduction in respiration. However, two Finnish studies found that the microbial respiration per unit microbial biomass was higher in humus from soil that had been subjected to fire than in humus from unburnt sites, i.e. the metabolic quotient increased after fire.

No studies on the impact of fire on the water balance have been carried out in Scandinavia. However, it is most likely that crown fires, rather than ground fires or prescribed burning, have the greatest effect on the water balance. International studies have found that fires can give rise to greater hydrophobicity in the soil, although this has not been investigated

in Scandinavia. Increased hydrophobicity and/or blocking of macropores could mean that the infiltration capacity of the soil is reduced after fire.

Although the impact of fire on water chemistry has not been adequately investigated in Scandinavia, more knowledge is available in other parts of the world. Chemical changes in running water have been observed immediately after a fire. These are probably due to ash going straight into the water and to gases in the smoke being dissolved in the water. The clearest evidence concerns phosphorus and cations. Fire does not seem to have a significant impact on the concentration of phosphorus in the soil water, groundwater or running water, whereas cation concentrations often seem to increase. One study found that sulphate and chloride concentrations can increase in running water after a forest fire.

Before an accurate assessment can be made of the effects that fires in Scandinavian forest ecosystems have on the soil and water, we need to find out more about the impact of fire on the cycling of heavy metals and nitrogen, the supply of nutrients in the soil, and water quality. Although prescribed burning can have an adverse impact on the greenhouse effect, the acidification of soil and water, and eutrophication, given the extent of such burning planned to be carried out in the near future (approximately 4,000 hectares per annum in Sweden), the adverse effects should not outweigh the benefits.

Inledning

Brand är en naturlig störning i den boreala skogen (Tolonen, 1983; Engelmark, 1984 och 1987; Bergeron, 1991; Johnsson, 1992). Branden har också använts av människan för svedjebbruk, betes- och hyggesbränning (Arnborg, 1949). I Sverige torde hyggesbränningen ha haft sin största omfattning under slutet av 1950-talet och början av 1960-talet, då över 40 000 ha brändes vissa år (Granström, 1991). Under senare hälften av 1960-talet minskade hyggesbränningen dramatiskt till förmån för den maskinella markberedningen (Granström, 1991), och 1990–93 brändes endast ca 500 ha per år (Hörnsten m.fl., 1995).

Internationellt sett används bränning i skogsskötseln för att rensa hyggen, bereda marken för förnyring, minska konkurrensen av oönskad vegetation, motverka angrepp av insekter och sjukdomar, glesa ut tät skog eller förhindra uppkomst av sly, samt för att minska risken för naturlig brand i vuxna bestånd (Hörnsten m.fl., 1995). På sistone har intresset för bränning åter ökat i Sverige. I Skogsstyrelsens aktionsplan för biologisk mångfald och uthålligt skogsbruk är ett av målen att öka andelen brandpåverkad skog och mark i tidigare brandpräglade områden (Anonym, 1995a). Genom att på nytt införa branden i skogsskötseln gynnar man brandberoende arter t.ex. insekter som sotsvarta praktbaggen (*Melanophila acuminata*), plattnosbaggen (*Plathyrrhinus resinus*) och skiktdynemott (*Apomyelois bistriatella*), svamp som skiktad dynsvamp (*Daldinia concentrica*) och fanerogamer som svedjenäva (*Geranium bohemicum*) och brandnäva (*Geranium lanuginosum*) (Ingelög m.fl., 1987; Wikars, 1992). Brand gynnar således vissa organismer, men hur påverkas skogsekosystemet i övrigt?

Det finns många aspekter på detta, biotiska såväl som abiotiska. I det följande kommer huvudsakligen abiotiska effekter av brand att belysas.

Effekterna av brand varierar med ekosystemets struktur, bränsleförrådets sammansättning och storlek, brandfrekvens, brandens intensitet och hårdhet samt vädret efter branden. I figur 1 och 2 sammanfattas skogs- och hyggesbrandens huvudsakliga möjligheter att förändra mark och vegetation före, under och efter brand.

De markkemiska effekterna av brand har studerats ingående, främst internationellt men även i Norden. Sammanställningar över vad som kommit fram ges bl.a. av Ahlgren & Ahlgren (1960), Raison (1979),

Feller (1982) och MacLean m.fl. (1983). De nordiska undersökningarna har belyst olika aspekter av avsiktliga bränder, främst hyggesbränning (Eneroth, 1928; Uggla, 1957, 1967; Viro, 1970, 1974; Skoklefeld, 1973; Johansson, 1984; Örländer m.fl., 1990; Fritze m.fl., 1993; Pietikäinen & Fritze, 1993; Fritze m.fl., 1994; Sonesson m.fl., 1994; Bååth m.fl., 1995; Fritze m.fl., 1995; Pietikäinen & Fritze, 1995) men även skogsbrand (Klingsheim, 1995).

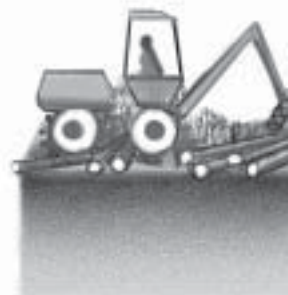
När man planerar bränning bör man ta hänsyn till de aktuella förhållandena på platsen och i omgivningen. I dag finns miljöproblem som inte fanns när branden var naturlig i skogen. Vi måste därför granska brandens och bränningens effekter på exempelvis eutrofiering, försurning och produktion av växthusgaser.

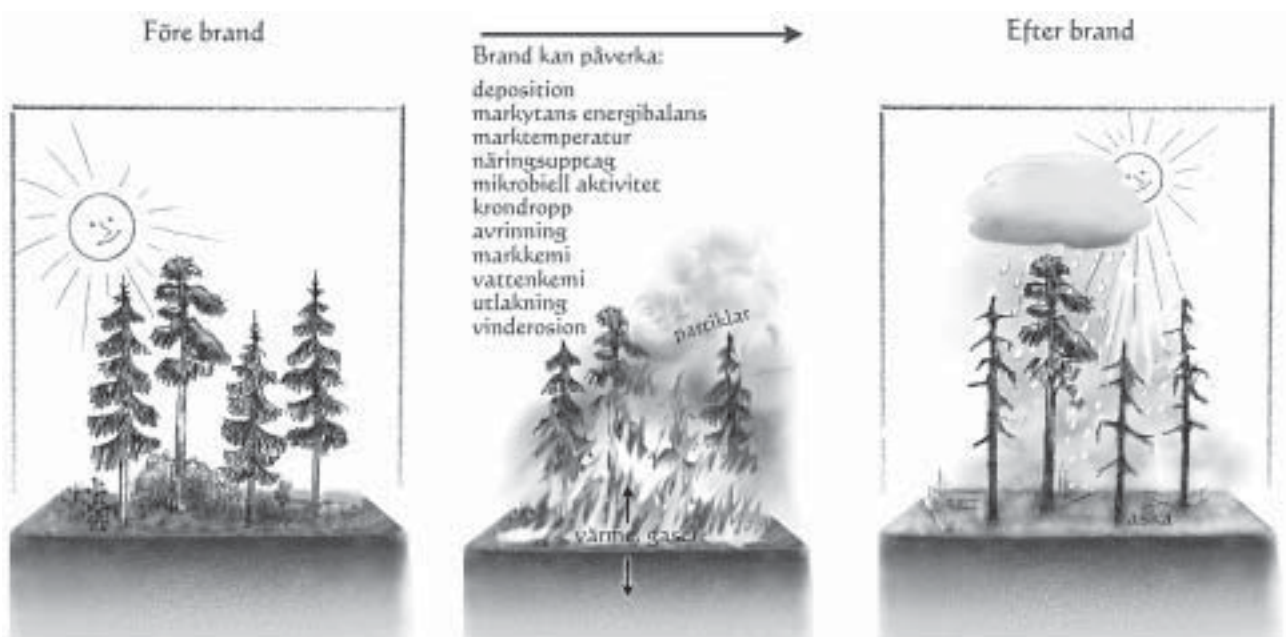
Målet med denna litteraturstudie är att ge en översikt av kunskapsläget om hur bränder i skogsekosystem påverkar miljön. Tyngdpunkten ligger på de abiotiska effekterna på mark och vatten för nordiska förhållanden. Många av resultaten som presenteras kommer dock från internationella undersökningar och kan inte utan vidare antas gälla för Norden.

Före avverking

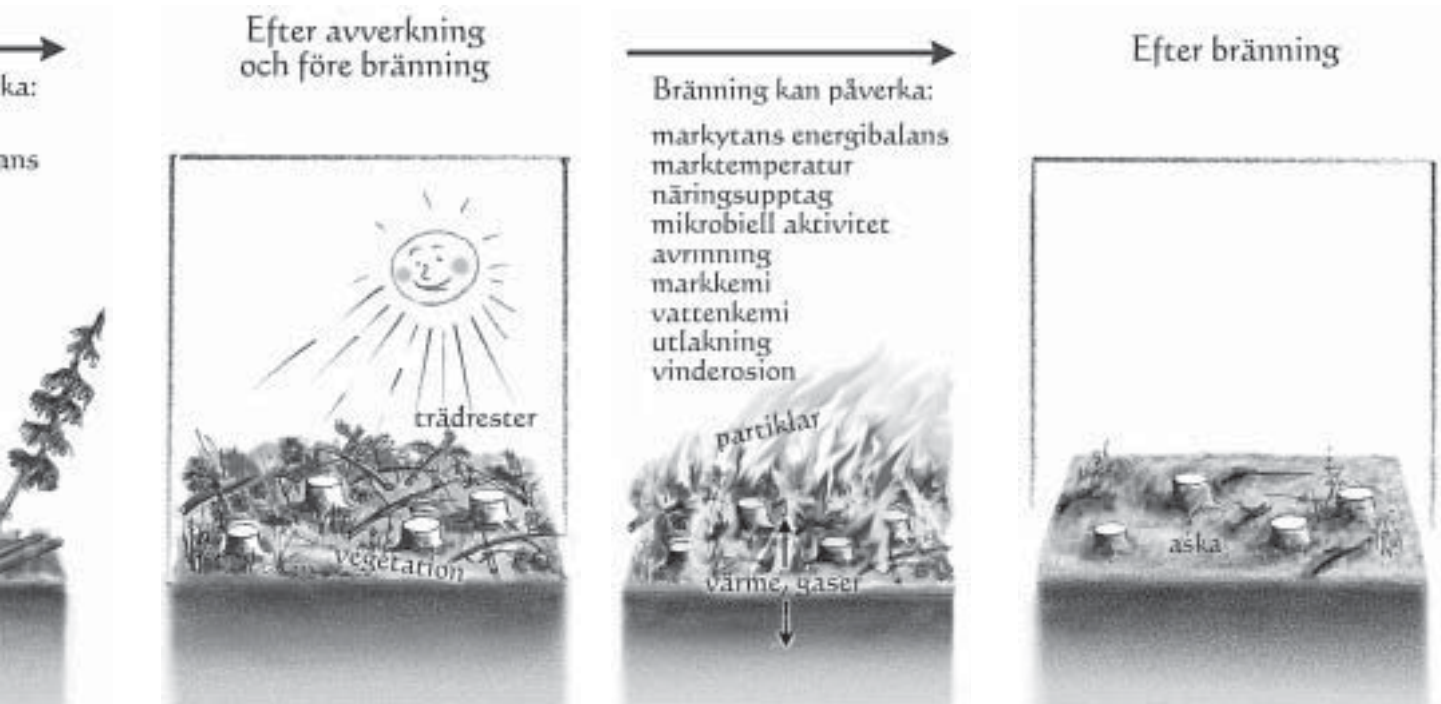


Avverking kan påverka
deposition
markytans energibalans
marktemperatur
näringssupptag
mikrobiell aktivitet
avrinning
markkemi
vattenkemi
utlakning





Figur 1. Schematisk bild över en skogsbrand och dess möjligheter att förändra markekosystemet.



Figur 2. Schematisk bild över en hyggesbrand och dess möjligheter att förändra markekosystemet. Observera att avverkning och bränning i flera fall kan påverka samma faktorer och processer.

Företsättningar

Val av kemiska variabler

I denna litteraturöversikt fokuseras brandens effekter på surhet (vätejonaktivitet $\{H^+\}$ alt. pH), kol (C), kväve (N), fosfor (P), svavel (S) och katjoner. Dessa ämnen har olika funktion i naturen. Surhet påverkar och påverkas av olika processer, exempelvis kemisk vittring och nitrifikation. Kol ingår i allt organiskt material. Koldioxid (CO_2) binds vid fotosyntesen och återbildas vid nedbrytning och förbränning av organiskt material. Koldioxid är en s.k. växthusgas som bidrar till att öka lufttemperaturen globalt sett. Kväve är ett nyckelämne både avseende skogsproduktion (Tamm, 1991) och miljöbelastning (Anonym, 1993). Fosfor är ett makronäringsämne för träden och det tillväxtbegränsande ämnet i de flesta sötvatten (Anonym, 1993). Kalium (K), magnesium (Mg) och kalcium (Ca) är viktiga för markens buffringsförmåga. Dessa ämnen samt svavel (S) är makronäringsämnen för träden, medan mangan (Mn), järn (Fe), koppar (Cu), zink (Zn), molybden (Mo) och bor (B) är mikronäringsämnen. Mangan, Fe, Cu och Zn räknas som tungmetaller. Alla tungmetaller är, i mer eller mindre höga halter, giftiga för växter och djur (Anonym, 1982). Aluminium (Al) i jonform kan påverka växter negativt (Cronan & Grigal, 1995). Kvoten mellan Ca och Al eller mellan Ca, Mg, K och Al har av vissa forskare föreslagits som en indikator på den stress som växterna utsätts för (Sverdrup & Warfvinge, 1993; Cronan & Grigal, 1995). Andra forskare hävdar motsatsen (Göransson & Eriksson, 1988; Örlander m.fl., 1994). Aluminium kan även

vara skadligt för fisk (Karlsson-Norrgrén m.fl., 1986; Norrgrén m.fl., 1991). Effekterna av Al på fisk beror bl.a. på pH-värde, humus- och Ca-halt samt vattentemperatur (Karlsson-Norrgrén m.fl., 1986).

Jordmåner enligt Soil Taxonomy

Jordmåner beskrivs enligt det amerikanska klassificeringssystemet Soil Taxonomy, ST (Anonym, 1992a). Då endast nationella klassificeringssystem använts av författarna beskrivs jordmånen enligt dessa system. När det gäller organiska skikt varierar terminologin i den genomgångna litteraturen. I vissa studier behandlas det organiska skiktet som en enhet, medan noggranna indelningar gjorts i andra fall. I föreliggande arbete kallas förnaskikt för L-skikt, förmultningskikt för F-skikt och humusämnesskikt för H-skikt. Med humusskikt menas fortsättningsvis ett skikt som består av ett F- och ett H-skikt eller av det som finns kvar av dessa efter brand.

Statistisk bearbetning

De redovisade studierna är av olika kvalitet vad gäller den statistiska analysen, ofta till följd av försökens uppläggning. Vissa av de nordiska studierna saknar eller brister i statistisk bearbetning (Eneroth, 1928; Uggla, 1957, 1967; Viro, 1970; Skoklefeldt, 1973; Viro, 1974; Örlander m.fl., 1990; Sonesson m.fl., 1994) men har ändå getts stort utrymme p.g.a. att de gjorts i just Norden.

Brand, bränning och förbränning

- Ca 3 % av den biomassa som förbränns globalt utgörs av tempererad och boreal skog som brinner.
- I Sverige brinner årligen några tusen hektar skogsmark.
- Bränder beskrivs med hjälp av tre begrepp, intensitet, hårdhet och varaktighet.
- En viktig skillnad mellan hygges- och skogsbränder är att en hyggesbrand, till skillnad från en skogsbrand, inträffar kort efter en annan stor förändring, nämligen avverkning.
- Bränslet i skog är heterogent beträffande mängd, sammansättning och placering.
- Förbränningen kan delas in i fyra faser: före antändning, flam-, pyrnings- och glödfasen.

Global biomassaförbränning och brandyta i Sverige

Ungefär 3 % av den biomassa som förbränns globalt utgörs av tempererad och boreal skog samt 14 % av tropisk skog som brinner (Andreae, 1991). Resterande delen utgörs av vedeldning (16 %), eldning med träkol (0,2 %), savannbränder (42 %) och bränning av jordbruksavfall (23 %). Den senaste fullständiga statistiken för Sverige, från 1971–75, visar att 3 000–7 000 ha skogsmark årligen brann under denna period (Anonym, 1981). Notera att 1974 och 1975 var svåra skogsbrandsår, varför den nedre gränsen i intervallet torde vara representativ för mer normala år. Under 1990–93 hyggesbrändes ca 500 ha per år, huvudsakligen i markberedande syfte men också som en naturvårdsåtgärd (Hörnsten m.fl., 1995). År 1996 var bränningsarealen betydligt större (J.-O. Weslien, pers. medd., 1997).

Att beskriva bränder språkligt och fysikaliskt

Brand och bränning

Ord eller uttryck som beskriver bränder i skogsekosystem bör upplysa om vilken typ av ekosystem som brinner, samt hur branden uppkommit, d.v.s. av en slump eller genom medveten antändning. I föreliggande arbete används ”avsiktlig brand” för alla typer av bränder som anlagts. Åtgärden kallas ”bränning”. ”Spontan skogsbrand” används för en skogsbrand som uppkommit slumpmässigt.

I Sverige kallas skogsbränder för löpbränder om elden huvudsakligen sprids längs markytan, och för toppbränder om lågorna i brandfronten sprids från trädkrona till trädkrona, skenbart oberoende av markytans eld (Anonym, 1994). Löpbränder kallas även markbränder och toppbränder även kronbränder. I Sverige är markbränder vanligare än kronbränder (Zackrisson & Östlund, 1991). I den nordamerikanska

boreala skogen är däremot kronbränder vanligast (Johnson, 1992).

Intensitet, hårdhet och varaktighet

Brandens fysikaliska karaktär har stor betydelse för hur skogsekosystemet påverkas. För att noggrant kunna jämföra effekter av olika bränder måste bränder kunna beskrivas kvantitativt. Intensitet, hårdhet och varaktighet är de mått som används. Brandfrontens intensitet kan beskrivas kvantitativt som produkten av nettovärmen vid förbränningen, mängden bränsle som konsumeras i den aktiva förbränningszonen och brandens linjära framryckningshastighet (Alexander, 1982). Intensiteten uttrycks exempelvis i kilowatt per meter. En brands hårdhet, även bränningsdjup, är den mängd av markens organiska material, bestående av mossa och humus, som brinner upp (Schimmel & Granström, 1991). Varaktigheten av en brand är den tid som branden pågår.

Det är inget enkelt samband mellan hårdhet och intensitet. Viereck & Schandelmeier (1980) påpekar, att en lågintensiv brand kan brinna långsamt och djupt i det organiska skiktet, d.v.s. ha hög hårdhet, medan en kronbrand kan vara högintensiv och lätt. I det första fallet påverkas inte trädskiktet så mycket under själva branden. En högintensiv brand dödar däremot många träd men ger ringa påverkan på marken. I föreliggande arbete beskrivs bränderna i enlighet med respektive författares beskrivning.

Skillnad mellan brand i skog och på hygge

Kalavverkning, liksom brand, påverkar energi-, närings- och vattenflödena i skogsekosystem. En viktig skillnad mellan hygges- och skogsbränder är att hyggesbränder, till skillnad från skogsbränder, inträffar kort efter en annan stor förändring, nämligen avverkning (figur 1 och 2).

Bränslet i skog

I detta arbete används begreppet ”bränsle” för allt brännbart i skogsekosystem. Ett typiskt bränslekomplex i skog består av många olika typer och storlekar av individuella bränsleelement med olika fuktighet, vilka hänger samman lagervis (McMahon, 1983). Förbränningen kan därmed ske med olika hastigheter genom bränslekomplexets olika delar (McMahon, 1983). I skog finns bränslet i träd-, busk-, fält- och humusskikt samt i rötter. På hygget är trädsiktet borta och bränslet finns där i busk-, fält-, botten- och humusskikt, rötter samt i eventuella trädrester. De flesta effekterna av brand torde bero på bl.a. hur mycket bränsle, och vilket bränsle, som brinner upp.

I genomsnitt innehåller bränslet 50–55 % C, 6 % H och 40–44 % O (McMahon, 1983). I träden finns ofta över hälften av de vanliga makronäringsämnen ovan jord i kronan (tabell 1). Vid hyggesbränning på friska marker förbränns enligt Ugglå (1957) i regel endast trädresterna, den levande vegetationen och den översta uttorkade delen av humustäcket där luften har fått fritt tillträde. På fuktiga och blöta marken klarar sig vanligen vegetationen helt även om topparna på t.ex. björnmossa kan bli svedda (Ugglå, 1957). På skarpa eller torra skogstyper, eller om redan brunnen mark brinner igen, finns det enligt Ugglå (1957) risk för att humustäcket helt eller delvis brinner upp, men bara om eldfronten av någon anledning hejdas.

Förbränningsprocessen – ingen rök utan eld

Förbränningen vid bränder i skogsmark är ofullständig även under de bästa förhållanden (McMahon, 1983). Detta beror på att fukt som frigörs från bränslet tenderar att begränsa förbränningstemperaturen, att luftförelserna i och runt branden inte tillför tillräckligt mycket syre till förbränningszonen för att blandas effektivt med de brännbara gaser som bildas, och att luftförelser transporterar bort delvis oxiderade gaser från områden med hög temperatur och på så sätt frigör ofullständigt förbrända ämnen till atmosfären (McMahon, 1983). McMahon (1983) delar in den öppna förbränningen av skog i fyra olika faser:

(1) *Före antändning – destillation och pyrolys dominerar:* Bränslet framför branden värms upp. Flyktiga komponenter rör sig mot bränslets yta och avges till omgivande luft. Till en början innehåller dessa komponenter stora mängder vattenånga och en liten andel icke brännbara organiska föreningar. När temperaturen ökar börjar hemicellulosa brytas ned följt av cellulosa och lignin, varvid brännbara organiska föreningar, s.k. pyrolysat, frigörs genom pyrolys¹. Eftersom dessa gaser och ångor är heta stiger de, blandas med syret i luften, bildar brännbara blandningar och antänds, vanligen mellan 300–600 °C. Detta inleder flamfasen.

Tabell 1.

Förråden av vanliga makronäringsämnen i kronan (Rosén, 1982) eller i barr plus levande och döda grenar (Björkroth & Rosén, 1977; Nilsson & Wiklund, 1992, 1994 och 1995) i förhållande till det totala förrådet ovan jord (%).

Trädslag (ålder)	N	P	S	K	Ca	Mg	Källa
Tall (90 år)	43	50	-	47	27	33	Rosén (1982)
Tall (100 år)	58	54	-	57	35	35	Björkroth & Rosén (1977)
Tall (175 år)	41	34	-	41	32	33	Björkroth & Rosén (1977)
Gran (ca 20 år)	79	79	83	67	64	69	Nilsson & Wiklund (1992, 1994 och 1995)
Gran (70 år)	68	66	-	54	55	55	Björkroth & Rosén (1977)
Gran (90 år)	73	76	-	76	58	70	Rosén (1982)
Gran (100 år)	74	75	-	70	49	53	Björkroth & Rosén (1977)
Gran (155 år)	63	64	-	62	54	54	Björkroth & Rosén (1977)
Löv* (-)	52	47	-	40	38	29	Rosén (1982)

* Huvudsakligen björk

¹ Pyrolys (torrdestillation) innebär att fast, organiskt material upphettas i syrefattig eller syrefri miljö, varvid flyktiga ämnen avgår utan att förbrännas (Anonym, 1992b).

(2) *Flamfasen – oxidation av gaser dominerar:* Temperaturen ökar kraftigt till mellan 300 och 1 400 °C. Pyrolysen fortsätter men följs nu av snabb oxidation, eller uppflamning, av de brännbara gaserna som frigörs i stora mängder. Förbränningsprodukterna i flamzonen domineras av CO₂ och vattenånga. Vattenångan i flamfasen beror inte på uttorkning, som i fasen före antändning, utan bildas snarare vid förbränningen. Vissa av de pyrolyserade ämnena passerar inte flamzonen utan kyls av och kondenserar, medan andra passerar flammorna men oxideras bara delvis. Detta medför att en stor mängd olika föreningar bildas. Många föreningar med låg molekylvikt bildar gaser, och förblir gaser då de förs bort med vinden. Föreningar med högre molekylvikt avkyls och kondenserar och bildar små tjärliknande droppar och fasta sotpartiklar då de lämnar förbränningszonen. Dessa kondenserande ämnen bildar tillsammans med den snabbt avsvalnande vattenångan, som frigörs i stora mängder, den rök som följer alla skogsbränder. Under denna fas bildas tillräckligt många sotpartiklar för att färga den synliga rökplymen svart eller grå. Pyrosyntes sker också under flamfasen. Kolväteradikaler med låg molekylvikt kondenserar i lågornas reducerande område, vilket leder till att det bildas ganska stora molekyler.

(3) *Pyrningsfasen – långsam förbränning utan eldflammar dominerar:* Brandens totala reaktionshastighet och utsläppen av pyrolysatångor är nu så små att temperaturen och halten brännbara gaser och ångor ovan bränslet inte är tillräckliga för att under-

hålla en uthållig eldslåga. Följden blir att ångorna kondenserar och frigörs som synlig rök till atmosfären. Då bränder sprider sig förekommer ofta pyrnings efter att flamfronten passerat en bränslebädd, men också vid bränning av högar med trädrester. Rökutvecklingen är vanligtvis mycket hög över hela det brandhärjade området, eftersom värmeavgivningen vid pyrande bränder oftast inte är tillräcklig för att lyfta röken i en välavgränsad konvektiv² pelare. Resultatet blir att röken lägger sig nära marken i höga koncentrationer, vilket kan försämra sikten. Röken som frigörs under pyrningsfasen är nästan fri från sot och består av tjärdroppar som är mindre än 1 µm. När frigörelsen av pyrolysat upphör, reduceras bränslepartikeln till en svart, förkolnad massa, och glödfasen inleds.

(4) *Glödfasen – oxidation av fast material dominerar:* Alla flyktiga ämnen har frigjorts. Syre når nu bränslets yta och oxiderar denna eller det fasta materialet, varvid den karaktäristiskt gula glöden uppkommer. I tidigare faser skedde den dominerande oxidationen i gasfasen ovanför bränslet. Ingen synlig rök bildas i glödfasen, och CO och CO₂ är de huvudsakliga förbränningsprodukterna. Glödningen fortgår så länge temperaturen är tillräckligt hög, och till dess att endast en liten mängd icke brännbara mineraler kvarstår i form av grå aska. Många gånger är fuktigheten så hög och/eller bränslet så ordnat att temperaturen inte kan hållas tillräckligt hög, vilket medför att resultatet blir en svart förkolnad massa i stället för grå aska.

² Konvektion innebär i detta fall att varm luft stiger p.g.a. skillnaden i densitet gentemot omgivande luft.

- Röken från bränder påverkar sikt och luftkvalitet lokalt eller regionalt under en viss tid.
- Transporten av ämnen till luften sker i form av gaser och partiklar.
- Rökpartiklarna, som transporteras upp i luften, påverkar energibalansen vid markytan.
- Kol kan avges till luften i många olika föreningar, varav koldioxid är den kvantitativt viktigaste.
- Kväve förgasas vid de flesta skogs- och hyggesbränder. Förlustens storlek beror på förbränningstemperaturen och mängden bränsle som brinner upp.
- Fosfor avges till luften vid brand, men kopplingen till bränslets vikt förlust är inte lika stark som för kväve.
- På grund av lågt svavelinnehåll i skogsbiomassa bildas svaveloxider endast i små mängder vid brand.
- Katjoner kan avges till luften vid mycket intensiva bränder. Detta är dock föga undersökt.
- En del av det som transporteras upp i luften kan återföras till ståndorten via nederbörden.

Kort om effekter på luft

Kortsiktigt är brandens påverkan på luften lokal eller regional. Långsiktigt måste dock brandens effekter på luften bedömas i ett globalt perspektiv. En bred överblick av den globala biomassa-förbränningens betydelse för atmosfär, klimat och biosfär ges av Levine (1991). Vidare rekommenderas litteraturöversikterna av Sandberg m.fl. (1979), McMahon (1983) och Janson (1996). Den sistnämnde belyser ozonbildning vid skogsbränder. I föreliggande arbete kommer huvudsakligen vissa lokala och regionala effekter att beröras samt olika ämnens benägenhet och sätt att avgå till luften.

Röken från skogs- och hyggesbränder påverkar sikt och luftkvalitet lokalt eller regionalt under en viss tid. Brandrök kan avsevärt försämra sikten (Eaton & Wendler, 1983; Chung, 1984). I USA fäster man stor vikt vid de effekter brandröken ger på luftkvaliteten (Sandberg m.fl., 1979). Där bränningsaktiviteten är hög i USA behöver bränningarna koordineras, grundat på aktuella och prognostiserade väderförhållanden, för att undvika en regional överbelastning av rök (Lavdas, 1986). Ett hjälpmedel för detta är Lavdas (1986) index som beskriver atmosfärens kapacitet att skingra rök från avsiktliga bränder.

När det gäller mätningar av luftkvaliteten tycks det vara brist på mätningar av halter i luft. Oftast verkar utsläppen anges i förhållande till innehållet i bränslet. McMahon (1983) har sammanställt resultat från utsläppsundersökningar vid brand och påpekar att variationen mellan olika bränder kan vara stor. Vid skogsbränder hävdar McMahon (1983) att CO₂ och vattenånga utgör över 90 % av det totala utsläppet. Mellan 1 000 och 1 750 g CO₂ respektive 250 och 750 g H₂O per kg uppbrunnet, torrt bränsle frigörs vanligen (McMahon, 1983). Andra föreningar som frigörs till luften vid brand är CO (ca 20–100 g per kg

torrt bränsle), kolväten med låg molekylvikt samt andra flyktiga organiska föreningar, partikulärt material och NO_x (<10 g per kg torrt bränsle) (McMahon, 1983).

Sandberg m.fl. (1979) konstaterar att rök från skogsbränder innehåller ämnen, eller resulterar i att ett antal ämnen bildas, främst oxidanter, som har toxiska effekter på vegetation i relativt låga halter. De kan dock inte till fullo besvara frågan om, och i så fall hur, röken påverkar skogsekosystemet. Ugglå (1957) fann det troligt att den rök som uppstår vid ofullständig förbränning kan vara skadlig för barren.

Eftersom den finkorniga gråa eller vita askan har en förhöjd koncentration av näringsämnen jämfört med ursprungsmaterialet, kan borttransporten av aska med rök, vind eller vatten innebära en avsevärd näringsexport från växtplatsen (Raison m.fl., 1985). En viss återföring kan dock ske via nederbörden. Inom ca 2 km från en intensiv, spontan skogsbrand i Idaho, USA, uppmättes 20–70 gånger högre koncentrationer än normalt av Na, K, Ca, Mg och N i nederbörd som fallit genom brandröken (Clayton, 1976). Lewis (1974) satte ut nederbördsmätare tre dagar efter en avsiktlig brand i en tallskog (*Pinus taeda*, *Pinus elliottii*, *Pinus palustris*) i South Carolina, USA. Då ansågs det partikulära och förgasade materialet som frigjorts under branden till stor del ha skingrats. I genomsnitt för de sju första nederbördstillfällena, motsvarande ca 130 mm, var depositionen av Ca, Mg, Na och K ungefär två gånger högre på den brända ytan än på kontrollytan.

Partiklarna som ingår i röken från bränder påverkar strålningsbalansen i atmosfären (Lenoble, 1991). Solenergin, kortvågsstrålningen, som når marken minskar, vilket kan leda till att markyttemperaturen minskar dagtid (Robock, 1991). Rökpartiklarna påverkar också långvågsstrålningen men i mycket mindre omfattning (Lenoble, 1991). Robock (1991) observerade

inga effekter på ytemperaturen nattetid. Rökpartiklarna fungerar som kondensationskärnor och kan påverka molnigheten (Lenoble, 1991). Inbäddade i ett molnlager kan de absorberande partiklarna medföra att albedot minskar och absorptionen av synligt ljus ökar (Chýlek m.fl., 1984).

Kol

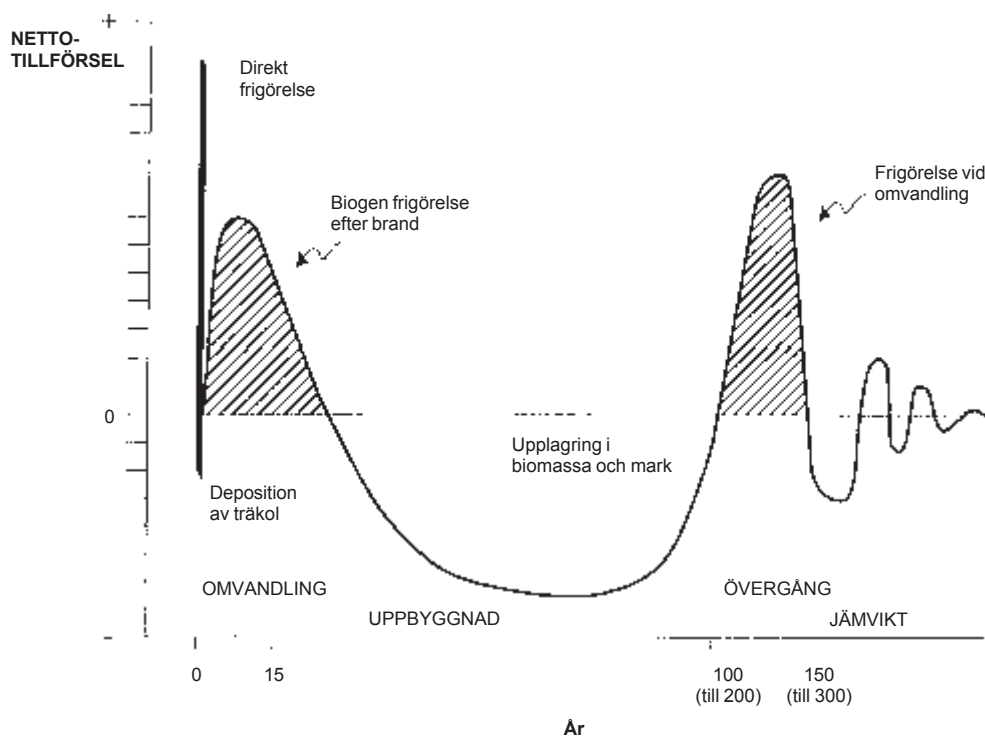
Kol kan avges till luften i en mängd olika föreningar under en brand, av vilka CO₂ är den kvantitativt viktigaste (McMahon, 1983; se även kapitlet Kort om effekter på luft s. 16). Kvoten mellan producerad mängd CO och CO₂ ger ett mått på hur fullständig förbränningen varit (Sandberg m.fl., 1979). I figur 3 visas en principiell bild över hur nettoflödena av CO₂ till och från atmosfären varierar över tiden under och efter en skogsbrand i nordliga skogsekosystem. Frigörelse av CO₂ sker dels under själva branden, dels en tid efter branden vid nedbrytningen av organiskt material. När ny vegetation etablerats ackumuleras C (från CO₂ i luften) i biomassa och mark. Då skogen blivit gammal börjar CO₂ avges till atmosfären igen genom att en del träd dör. Därefter blir förhållandena mer stabila.

Kväve

Av de två möjliga transportmekanismerna till luften, förgasning och partikeltransport, är förgasning den

dominerande mekanismen för N (Raison m.fl., 1985). Detta beror på att N förgasas då temperaturen överstiger 200 °C (Knight, 1966; White m.fl., 1973). Då vegetation brinner förgasas det organiskt bundna N huvudsakligen som N₂ eller som oxider av N hävdar Raison (1979). Kväveoxider kan även bildas i förbränningsprocessen vid höga temperaturer (>1 000 °C) genom reaktioner mellan luftens N och O samt mellan luftens N och radikaler som frigjorts från bränslet (Sandberg m.fl., 1979; McMahon, 1983).

Andelen N (i procent av totala N-mängden i bränslet), som transporteras bort vid förbränning, ökar linjärt med ökande procentuell viktminskning hos bränslet³ (Raison m.fl., 1985). Även Grier (1975) och Viro (1970) fann samband mellan N-avgången och bränslets viktminskning. White m.fl. (1973) upphettade markprover till 400 °C i en ugn och fann att hälften till två tredjedelar av N försvann. Proverna bestod av förna, mår respektive de översta 4 cm mineraljord från *Pinus ponderosa*-skogar i South Dakota, USA. Kväveförlustens storlek berodde på temperaturen vid förbränningen. Detta bekräftas av ett liknande laboratorieförsök som utfördes med kalkrik lerjord⁴ från en *Pinus halepensis*-skog i Israel (Kutiel & Shaviv, 1989). Förutom den direkta transporten av N till luften kan NO och N₂O avges från bränd mark under en tid efter branden om nitrifikationen och/eller denitrifikationen gynnas. I chaparral-ekosystem⁵ i Kalifornien, USA,



Figur 3. Principiell modell för nettoflödena av koldioxid till och från atmosfären från nordliga tempererade och boreala skogsekosystem under och efter skogsbrand. Efter Auclair & Carter (1993), översatt till svenska av författaren.

³ Raison m.fl. (1985) baserar detta på en litteraturoversikt inbegripande 34 studier, vilka representerar stora skillnader i bränslekonsumtion (<2 till >300 ton ha⁻¹), typ av bränsle (gräs, buskar och vedartad förna), brandintensitet och näringsförluster (11-982 kg N ha⁻¹, 0,3-16 kg P ha⁻¹).

⁴ Lithic XerorthentST.

⁵ En chaparral är en torr, snårig typ av buskvegetation, som finns på olika ställen i världen med medelhavsklimat.

har ökade flöden av NO och N₂O observerats efter brand (Anderson m.fl., 1988; Levine m.fl., 1988).

Fosfor

Transporten av P till luften är inte lika starkt kopplad till viktminskningen hos bränslet som för N (Raison m.fl., 1985). Följande undersökningar bekräftar detta. Då ett hygge som varit bevuxet med sydbok⁶ brändes i Nya Zeeland, saknades 35 % av P i markens organiska skikt då 16 % av det organiska skiktet brann upp (Goh & Phillips, 1990). Efter fyra hyggesbränningar i Norge minskade totala P-förrådet i L- och humuslager tillsammans med i genomsnitt 7–8 % då 21 % av det organiska materialet brann upp (Skoklefeld, 1973). Vid avsiktliga bränder i *P. taeda*-skog i South Carolina, USA, var P-transporten till atmosfären liten och inom provtagningens felgränser (Richter m.fl., 1982). Ovanstående resultat bygger på markstudier gjorda i anslutning till bränningar. Transporten till luften beräknades således som en restpost, vilket inte utesluter att en del av transporten kan ha skett på annat vis, exempelvis genom vinderosion, nedtransport i marken och utlakning.

Svavel

Svavel förgasas vid förbränning (Tiedemann, 1987). Hur mycket S som förgasas beror på förbränningstemperatur och förbränningstid, och troligen även bränslets sammansättning (Tiedemann, 1987). Redan vid relativt låga temperaturer (375–575 °C) och kort tid (5 min.) kan 24–79 % av S-innehållet i löv, barr eller förna förgasas (Tiedemann, 1987). Svavelinnehållet i skogsbiomassa är emellertid oftast lågt (<0,2 %), vilket innebär att SO_x endast kan bildas i försumbara mängder vid skogsbränder enligt Sandberg m.fl. (1979). McMahan (1983) hävdar att detta är orsaken till att få mätningar av SO_x-utsläpp rapporterats från skogsbränder. Vid flygplansmätningar i rökplymer från avsiktliga bränder i staten Washington, USA, observerades obetydliga halter SO₂ (Radke m.fl., 1978). Liknande mätningar i Australien på visade ingen SO₂ i rökplymer från ett antal avsiktliga bränder (Vines, 1976). Globalt sett bidrar den totala biomassaförbränningen, som inbegriper mycket mer än skogsbränder, med 2 % av det totala SO_x-utsläppet (Andreae, 1991).

Katjoner

Ingen har, enligt vad jag vet, entydigt kvantifierat transporten av katjoner till luften eller studerat relatio-

nen mellan partikulär transport och förgasning. Att katjoner transporteras upp i luften vid brand visar Lewis (1974) och Claytons (1976) mätningar av nederbördschemin i anslutning till skogsbränder. Även Griers (1975) markundersökning i ett område som härjats av en intensiv skogsbrand tyder på detta (se nedan).

Temperaturen i flamfasen uppgår till mellan 300 och 1 400 °C (McMahon, 1983). Om man jämför detta med kokpunkten för ett antal grundämnen visar det sig att kvicksilver (Hg), cesium (Cs), K, kadmium (Cd), Na och Mg riskerar att förgasas vid brand (tabell 2). För flera av ämnena i tabell 2 kan kokpunkten vara betydligt lägre då de ingår i organiskt material (Bock, 1979). Raison m.fl. (1985) hävdar att Ca sällan förgasas vid vegetationsbränder och utnyttjar därför kvoten mellan Ca och olika ämnen före och efter brand som en indikator på hur mycket av olika ämnen som förgasats.

Grier (1975) undersökte ett område i staten Washington, USA, som härjats av en intensiv, spontan skogsbrand och fann att branden minskat förrådet av utbytbar⁷ Ca, Mg, K och Na i marken, d.v.s. i det organiska skiktet ner till 36 cm i mineraljorden. Branden inträffade i slutet av augusti och proverna togs i början av september. Minskningen per hektar var 75 kg Ca, 33 kg Mg, 308 kg K och 698 kg Na, vilket motsvarade 11 %, 15 %, 35 % respektive 83 % av de utbytbara förråden. Grier (1975) menar att minskningarna antagligen orsakades av en kombination av konvektiv lufttransport av aska och förgasning. De relativa minskningarna borde nämligen ha varit ungefär lika för de olika ämnena, om minskningarna enbart orsakats av konvektiv lufttransport. Grier (1975) anser att skillnaden i förlust mellan mono- och divalenta katjoner tyder på att K och Na förgasats i hög grad under förbränningen. Kokpunkten för grundämnena K och Na är lägre än för Ca och Mg (tabell 2).

Tabell 2.

Kokpunkt för några grundämnen enligt Aylward & Findlay (1974). Ämnena redovisas efter stigande kokpunkt inom varje temperaturintervall.

Temperatur (°C)	Kokpunkt
0 – 500	Hg
500 – 1 000	Cs, K, Cd, Na
1 000 – 1 500	Mg, Ca
1 500 – 2 000	Pb
T>2 000	Mn, Sn, Al, Cu, Cr, Ni, Co, Fe, Mo

⁶ *Nothofagus menziesii* och *Nothofagus fusca*.

⁷ Extraktionen gjordes med ammoniumacetat.

Fysikalisk påverkan

- Under en brand värms markytan upp med tio- till hundratals grader, men på djup större än ca 5 cm är uppvärmningen obetydlig.
- Temperaturförloppet vid hyggesbränder varierar troligen mycket, både inom och mellan hyggen, p.g.a. varierande fuktighetsförhållanden och bränslemängder.
- Fuktigheten i humustäcket hindrar ofta elden från att bränna bort hela humustäcket.
- En kanadensisk och en japansk studie redovisar högre marktemperaturer på hyggen som bränts än på obrända hyggen. Med vegetationens återkolonisation minskade skillnaderna.

Bränder påverkar marken fysikaliskt, kemiskt och biologiskt, vilket beskrivs nedan. Icke biologiska gasflöden i upphettad mark beskrivs kortfattat av Raison (1979) och tas inte upp i föreliggande arbete. Tiedemann m.fl. (1979) och Wells m.fl. (1979) har sammanställt vad som är känt om brandens effekter på erosion. Erosionseffekter behandlas inte i föreliggande arbete. Vissa markegenskaper som porositet och vattenhållande förmåga tas upp i kapitlet Vatten s. 42.

Marktemperaturen under brand

En brand medför att marken värms upp, vilket påverkar bl.a. markens fauna, mikrober, kemiska förhållanden och vattenhalt. Brandens karaktär och områdets egenskaper bestämmer hur mycket och hur djupt marken värms upp. Effekter på markens textur behandlas inte i föreliggande arbete.

Uggla (1957) undersökte hur marktemperaturen på olika djup förändrades med tiden vid sex hyggesbränder i Hälsingland. Den maximala temperaturen i markytan varierade mellan 68 och 540 °C för de sex bränderna. Vid experimentella bränningar på 2 m² stora ytor i Västerbotten uppmättes maximitemperaturer i markytan på mellan ca 400 och 750 °C (Schimmel & Granström, 1996). I detta försök varierades bränningshårdheten experimentellt. Vid en hyggesbränning i Nya Zeeland uppmättes maximitemperaturer på 476–586 °C i markytan (Goh & Phillips, 1990). Maximitemperaturen i markytan vid två hyggesbränder i Minnesota, USA, uppgick ofta till \geq 482 °C (Ahlgren & Ahlgren, 1965). Då olika stora högar med trädrester från douglasgranskog brändes i Oregon, USA, varierade maximitemperaturen i markytan (0,25–0,64 cm djup) mellan 340 och >538 °C (Neal m.fl., 1965). Tre minuter efter att en intensiv brand startats i en avverkad chaparral i Kalifornien,

USA, registrerades maximitemperaturen (780 °C) i markytan (Riggan m.fl., 1994). På 2 cm markdjup uppmättes maximitemperaturen (265 °C) efter sju minuter.

Den låga maximitemperaturen på 68 °C, som Uggla (1957) noterade under en av hyggesbränderna, förklarades av att eldfronten snabbt passerade förbi. På 3 cm djup ökade temperaturen med bara 3 °C. Vid tre av bränderna uppmättes maximitemperaturer på >340 °C. Orsaken till de höga temperaturerna var att elden brann länge på dessa platser p.g.a. rikliga mängder trädrester. Trots de höga temperaturerna vid markytan, var ofta påverkan ringa längre ned i marken. Endast på ett av hyggena ökade temperaturen ner till 5 cm djup med ca 20 °C. Schimmels & Granströms (1996) försöksbränningar i Västerbotten visar också att temperaturökningen är ytlig. Vid deras bränder noterades förhöjda maximitemperaturer på som mest 3–4 cm djup i marken, räknat från ytan på kol- och asklagret. Ökningar med tiotal grader observerades vid tre hyggesbränningar i North Carolina, USA, (60 °C på ca 4 cm djup) (Swift m.fl., 1993).

En av Ugglas (1957) bränningar var ett exempel på en ganska hård bränning på lite torrare mark. På 2 och 3 cm djup steg temperaturen betydligt under ca två timmar. Temperaturen på 3 cm djup höll sig omkring 100 °C i ungefär 20 minuter och sjönk därefter hastigt. Uggla (1957) menade att detta troligen berodde på att temperaturgivaren kom att ligga i den s.k. svettningssonen, som bildas direkt under eldsonen. När eld går fram över ett humustäcke kommer en del av värmeenergin att gå åt för att avdunsta vattnet i humustäcket. Temperaturen förblir då runt 100 °C tills allt vatten har avdunstat. Därefter kan temperaturen åter stiga. Svettningssonen hindrar ofta elden att bränna bort hela humustäcket vid hyggesbränder

(Uggla, 1957). Anledningen till att temperaturen sjönk, efter det att vattnet avdunstat i Ugglas försök, var att eldfronten passerat förbi.

Vattenhalten i marken då en brand startar har betydelse för hur temperaturprofilen i marken kommer att påverkas. DeBano m.fl. (1976) brände tallförna ovan på torr respektive fuktig (ca 6,3 viktprocent vatten) sand på ett laboratorium. Maximitemperaturen i ytan (0-1 cm djup) var flera tiotals grader högre i den torra sanden än i den fuktiga. I den torra sanden utvecklades temperaturgradienter ($\Delta T/\Delta \text{markdjup}$) snabbare än i den fuktiga sanden. Detta kan exempelvis ha betydelse för nedtransporten av hydrofoba ämnen (se kapitlet Hydrofobicitet s. 43).

Marktemperaturen efter brand

Medeltemperaturen ytligt i marken ökar om albedot (reflektionsförmågan) minskar (Geiger, 1971), vilket påverkar energibalansen. Både skogs- och hyggesbränder medför troligen att markytans albedo minskar.

Enbart kalavverkning förändrar energibalansen vid markytan (Lindroth & Grip, 1987). För att ta reda på hur skogs- och hyggesbränder påverkar energibalansen bör bränd skog jämföras med obränd skog och brända hyggen med obrända hyggen. I de fall brända hyggen jämförs med obränd skog erhålls effekten av både avverkning och bränning. Marktemperaturen har mätts i flera undersökningar, men effekten av brand har sällan renodlats.

I södra Finland mätte Viro (1974) luft- och marktemperaturer på ett avverkat hygge respektive ett avverkat och bränt hygge (tabell 3). Mätningarna gjordes dagligen kl. 14.00 från den 17 juni till den 23 augusti samma år som bränningen gjordes. Författaren angav inget exakt datum för bränningen. Lufttempera-

turen 5 cm ovan mark var lägst på det brända hygget. I marken var däremot temperaturen högst på det brända hygget. Där var humusskiktet 3 cm tjockt. På det obrända hygget var humus- och mosskiktet 9 cm tjockt. Det tunnare humusskiktet på bränd mark gynnar transporten av energi ner i mineraljorden.

Efter avverkning respektive avverkning och hyggesbränning av en *Pinus banksiana*-skog i Ontario, Canada, mättes temperaturen på olika djup i marken⁸ (Weber m.fl., 1995). Temperaturen mättes varje timme under den andra och tredje vegetationsperioden efter bränning, vilket motsvarade första och andra vegetationsperioden efter plantering (av *Pinus resinosa* och *Pinus strobus*). Under båda vegetationsperioderna var temperaturen förhöjd på den brända ytan på alla mätdjup, d.v.s. i markytan, i gränsen mellan det organiska skiktet och mineraljorden samt på 10 cm djup i mineraljorden. De stora förhöjningarna i början av den första mätperioden ansåg Weber m.fl. (1995) bero på att konkurrerande vegetation ännu inte hunnit etablera sig.

I Japan mätte Tsuda & Hiratsuka (1991) temperaturen i marken på två angränsande hyggen, ett bränt och ett obränt. Vid tre tillfällen registrerades temperaturen två gånger per timme under ett dygn. Vegetation och förna täckte jorden på det obrända hygget men inte på det brända hygget. Två respektive sex veckor efter brand var temperaturen på 0,5, 5,0 och 10 cm djup högst på det brända hygget. Maximi- och minimitemperaturen på 0,5 cm djup översteg maximi- och minimitemperaturen i luften på 1 m höjd över marken. Nitton veckor efter brand hade skillnaderna mellan hyggerna försvunnit till följd av att vegetationen återhämtat sig och förna ansamlats.

Tabell 3.

Temperaturer på olika nivåer på ett obränt respektive bränt hygge i södra Finland enligt Viro (1974). Värdena är medeltal för observationer gjorda dagligen kl. 14.00 från den 17 juni till den 23 augusti, 1959, samma år som bränningen utfördes. Exakt datum för bränningen framgick inte.

Nivå	Obränt hygge (°C)	Bränt hygge (°C)	$T_{\text{bränt}} - T_{\text{obränt}}$ (°C)
Luft, 5 cm ovan markytan	24,8	23,6	-1,2
Ytan på humusskiktet	24,4	31,3	6,9
Ytan på mineraljorden	12,8	16,0	3,2
10 cm djup i mineraljorden	10,6	12,5	1,9
20 cm djup i mineraljorden	10,2	12,0	1,8

⁸ Jordmänen var "humo-ferric podzol" (troligen enligt det kanadensiska systemet) med svag jordmänsutveckling.

Markkemi

Vid skogs- och hyggesbränder förbränns material ovan och i markytan. Efterhand som askan löses upp och transporteras nedåt kommer djupare markskikt att påverkas. Vegetationen, klimatet, vädret före och efter branden samt markens kemi, infiltrationskapacitet och vattenhållande förmåga har betydelse för omfördelning och utlakning av olika ämnen. Omfördelning av näring kan påverka vegetationens möjlighet att tillgodöra sig denna.

I det följande kommer brandens påverkan på en del markkemiska variabler att behandlas. Några generella

skillnader mellan effekterna av olika typer av bränder gick inte att urskilja. De markkemiska förändringarna belyses i denna översikt huvudsakligen genom förrådsändringar av olika ämnen till skillnad från haltförändringar. En förrådsändring beaktar både en haltförändring hos ett visst ämne och en eventuell förändring av ett markskikts vikt. Detta är särskilt viktigt för de organiska skikten, som ju helt eller delvis kan brinna upp. För marklevande organismer kan emellertid halterna i marken vara viktiga, åtminstone på kort sikt, eftersom dessa utgör en del av livsmiljön och substratet för dessa organismer.

Surhet

- Aska som bildas då biomassa förbränns reagerar basiskt.
- Brand ökar pH-värdet i förmultningsskiktet, ofta med mer än två pH-enheter. Även i humusämnesskiktet och mineraljorden kan pH-värdet öka.
- Det förhöjda pH-värdet i humusskiktet minskar med tiden. Det kan ta tiotals år innan pH-värdet återgått till samma nivå som i obränd mark.

Surheten både påverkar och påverkas av biologiska processer samt markens kemiska egenskaper, exempelvis nedbrytning, nitrifikation, buffringsförmåga, tungmetallers löslighet och kemisk vittring. Om man beskriver en förändring av surhet i pH-enheter får man inget enhetligt mått på förändringens storlek över hela pH-skalan eftersom denna är logaritmisk⁹. I detta arbete kommer därför även vätejonaktiviteten, $\{H^+\}$, att användas, vilken ger ett enhetligt mått på förändringens storlek.

Mätmetoden, men främst extraktionsmedlet, varierar mellan olika undersökningar. Vatten, KCl och $CaCl_2$ i olika proportioner och koncentrationer är vanliga extraktionsmedel. Hädanefter anges extraktionsmedlet som index till pH. Då extraktionsmedlet inte redovisats av författarna anges pH utan index. Surhetsbestämningar med olika extraktionsmedel är svåra att jämföra. Med vatten som extraktionsmedel erhålls generellt högre pH-värden än med KCl eller $CaCl_2$.

Minskad surhet p.g.a. basisk aska

Vid en omfattande genomgång av litteraturen från främst första hälften av 1900-talet fann Ahlgren & Ahlgren (1960) att de flesta studierna redovisade minskad surhet efter brand. Senare undersökningar stödjer detta (ex. Smith, 1970; Skoklefeldt, 1973; Macadam, 1987; Dyrness m.fl., 1989; Pietikäinen & Fritze, 1993; Klingsheim, 1995). Minskad surhet, och förhöjda pH-värden, är att förvänta efter brand, efter-

som askan, som bildas då biomassa förbränns, reagerar basiskt (jfr Eriksson & Börjesson, 1991; Soto & Diaz-Fierros, 1993). Liem m.fl. (1983) fann att tre olika biomasseskivor från värmeverk innehöll stora mängder alkaliska komponenter, såsom kalcit, kalciumoxid, kalciumhydroxid och kaliumkarbonat. Aska som bildas vid förbränning i värmeverk är dock troligen inte helt jämförbar med aska som bildas vid skogs- och hyggesbränder.

Den viktigaste faktorn för hur stor minskningen blir, är sannolikt mängden aska som bildas och hamnar på marken. Tarrant (1956) och Dyrness m.fl. (1989) noterade att surhetsminskningen blev större vid hårda bränder än vid lätta. Macadam (1987) däremot fann ingen signifikant ($p > 0,05$) korrelation mellan det organiska skiktets pH_{H_2O} respektive pH_{CaCl_2} och brandhårdheten, mätt i cm. I det organiska skiktet var pH_{H_2O} korrelerat ($p < 0,05$) till total mängd bränsle samt total bränslekonsumtion. Mätningarna av pH i 0,01 M $CaCl_2$ var inte korrelerad till någon av de studerade variablerna. Macadam (1987) baserade sin analys på resultat från två hyggesbränningar i British Columbia, Canada.

Initial pH-ökning

De högsta pH-värdena observeras oftast direkt efter brand ytligt i marken och beror på att aska hamnat på markytan. Fyra dagar efter en hård löpbrand i *P. banksiana*-skog på en valdränerad podsol¹⁰ i Ontario, Canada, observerade Smith (1970) förhöjda

⁹ $pH = -\log\{H^+\}$

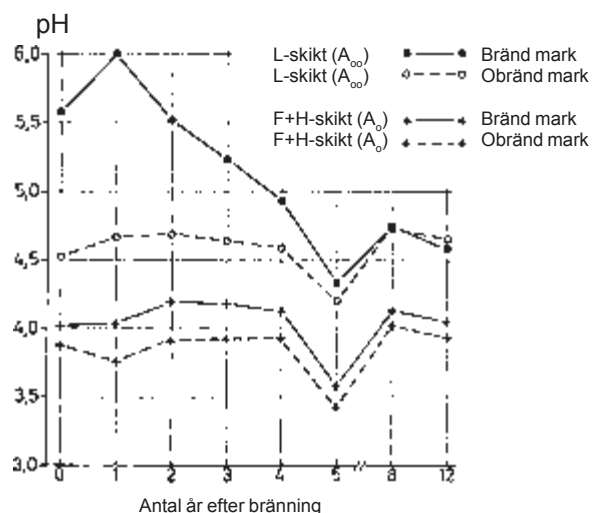
¹⁰ SpodosolST.

pH_{H₂O}-värden endast i det organiska skiktet (L-H). Fyra veckor senare var pH förhöjt ända ner på 42 cm djup i mineraljorden. Under denna tid hade 110 mm regn fallit.

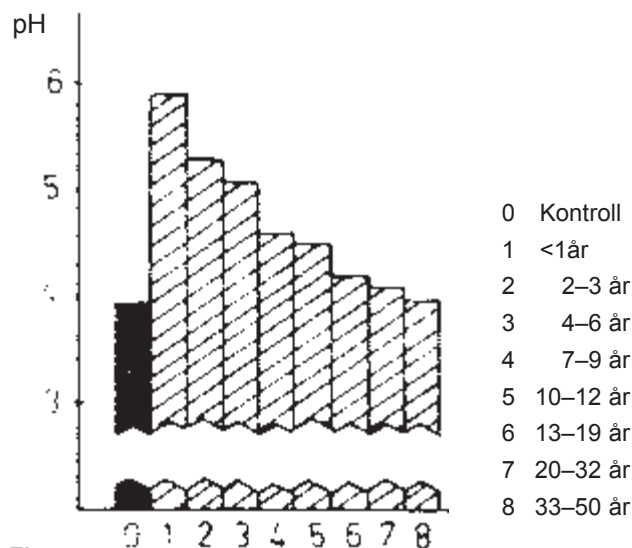
Direkt efter sju hyggesbränder i Hälsingland ökade pH med 1,9 till 5,0 enheter i F-skiktet¹¹ och förändrades med -0,4 till +0,4 enheter i H-skiktet (Uggla, 1957). De två största ökningarna i F-skiktet på 4,1 och 5,0 pH-enheter berodde på att proverna utgjordes av ren aska. Den största minskningen i surhet inträffade då pH-värdet i F-skiktet ökade från 4,1 till 6,6 ($\Delta\{H^+\}^{12} = -79 \mu M$). Före avverkningen täcktes områdena av barrskog, och mårtäcket betecknades som mer eller mindre inaktivt. Jordmånen beskrevs som en normal järnpodsol, och skogstypen var en frisk ristyp med blåbärs- och lingonris i fältskiktet och husmossor i botten-skiktet.

I norra Uppland och södra Dalarna undersökte Eneroth (1928) hyggesbränningens effekter på pH_{H₂O} i förna, F- och H-skiktet. Han erhöll liknande resultat som Uggla (1957). Skoklefalds (1973) mätningar på brända hyggen i Norge visar också att den största pH_{H₂O}-ökningen sker ytligt i marken (figur 4), vilket stämmer överens med både Eneroths (1928) och Ugglas (1957) observationer.

Direkt efter en hyggesbränning i södra Finland ökade pH_{H₂O} i humuslagret från 4 till 6 ($\Delta\{H^+\} = -99 \mu M$) (Pietikäinen & Fritze, 1993). För-



Figur 4. pH_{H₂O} i förmultnings- (L-) respektive humuslagret (F+H) efter hyggesbränning i Norge enligt Skoklefald (1973). Resultaten visar medelvärden för fyra hyggen.



Figur 5. pH i humuslagret (F+H) på mark som hyggesbränts för olika lång tid sedan i Finland enligt Viro (1970). Totalt undersöktes 92 områden med tillhörande kontroll. Några av åldersklasserna är underrepresenterade, särskilt klassen 33–50 år. "Kontroll" är medelvärdet för alla kontroller. 1–8 visar antalet år efter bränning.

fattarna undersökte även effekterna av en simulerad skogsbrand och fann att pH i motsvarande skikt ökade från 3,8 till 4,2 ($\Delta\{H^+\} = -95 \mu M$).

pH-förhöjningens varaktighet i humusskiktet

Nederbörden löser upp ämnen i askan som bildats och transporterar dessa nedåt i marken. Med tiden minskar därför pH-värdet i humusskiktet, men det kan ta tiotals år innan pH-värdet har sjunkit till samma nivå som i obränd mark (figur 4 och 5). Ett och ett halvt år efter Ugglas (1957) hyggesbränder var pH i F-skiktet fortfarande 1,1 till 2,7 enheter högre än före bränning. Liknande resultat erhöles efter en hyggesbränning i Finland (Pietikäinen & Fritze, 1995) och en skogsbrand i Ontario, Canada (Smith, 1970). Två respektive tre år efter en avsiktlig brand¹³ i 100-årig tallskog i mellersta Finland var pH_{H₂O} 0,56 respektive 0,72 enheter högre ($p < 0,05$) i humusskiktet på den brända marken än på kontrollytan (Fritze m.fl., 1994, 1995). Nitton år efter en relativt hård hyggesbränning i Ångermanland var pH 0,3 enheter högre i det brända humusskiktet än i det obrända (Uggla, 1967). I blekjorden syntes ingen skillnad i resultat. I ett annat område i Ångermanland var pH_{H₂O} i fältskiktet t.o.m. humusskiktet 0,1 enhet högre i delen som hyggesbränts 24 år tidigare än i kontrollen (Örlander m.fl., 1990).

¹¹ Proverna som togs i F-skiktet efter bränning bestod endast av den del av det ursprungliga skiktet som blivit förskadat eller förkolnat.

¹² $\Delta\{H^+\} = 10^{-pH} \text{efter} - 10^{-pH} \text{före}$. $\Delta\{H^+\} < 0$ innebär minskad surhet och $\Delta\{H^+\} > 0$ innebär ökad surhet.

¹³ Trädrester från ett angränsande hygge, motsvarande 19 ton torrsbstans ha⁻¹, lades på de skogbeklädda provytorna som sedan brändes.

Organiskt material, kol och träkol

- En brand påverkar det organiska materialets mängd och troligen också dess kvalitet.
- Maximalt kan ca 20 % av markens totala kolförråd brinna upp, eftersom ca 20 % av det totala kolförrådet i podsoler finns i humusskiktet.
- Vid hyggesbränder i Norge och Finland minskade det organiska skiktets vikt med 20–25 % under själva branden.
- Även tiotal år efter hyggesbränningar i Norden var mängden organiskt material och kol mindre i bränd mark än i obränd.
- En svensk studie visar att träkol som bildats vid skogsbränder kan binda fenoliska ämnen som producerats av kråkbär.

I det följande kommer endast kvantitativa effekter av brand på organiskt material och C att belysas. Uppvärmning kan dock påverka det organiska materialets/humusens kvalitet (Raison, 1979; Almendros m.fl., 1990).

Kol utgör 35–40 % av det organiska materialet i humusskiktet på podsoler¹⁴ (Troedsson & Nykvist, 1974). Kol och organiskt material behandlas här tillsammans. Kolandelen kan dock förändras initialt. Direkt efter bränningar i Finland var halten extraherbart C (org. + oorg. C, extraherat med 0,5 M K₂SO₄) förhöjd i humusskiktet, men återgick snabbt till samma halt som på kontrollen (Pietikäinen & Fritze, 1993). Andra finska studier redovisar inga skillnader ($p > 0,05$) i C-halt (olika fraktioner) i humuslagret på ytor som bränts för 1–3 år sedan (Fritze m.fl., 1994; Pietikäinen & Fritze, 1995; Fritze m.fl., 1995). I ett kanadensiskt försök var dock totala C-halten nio månader efter hyggesbränning i medeltal ca 5 % lägre ($p < 0,10$) i det organiska skiktet än tre månader före bränning (Macadam, 1987). På 0–15 och 15–30 cm djup i mineraljorden observerades en liten (i genomsnitt 0,6 respektive 0,4 %) minskning ($p < 0,05$).

I podsoljordar finns ca 20 % av det totala C-förrådet¹⁵ i humusskiktet och ca 80 % i mineraljorden (Liski & Westman, 1995). Bränder påverkar främst förrådet i humusskiktet och kan således minska markens C-förråd med som mest ca 20 %.

Vid brand kan förrådet av organiskt material påverkas genom förbränning, förgasning och transport upp i luften respektive transport och kondensation ner i marken, utlakning och erosion. Skoklefeld (1973) och Viro (1970) undersökte hyggesbränd mark i Norge (4–14 dagar efter bränning) respektive Finland (<1 år efter bränning) och fann att förlusten från det organiska skiktet var 21 % (L+F+H) respektive 24 % (F+H). Detta motsvarade 11,3 respektive ca 7 ton ha⁻¹. I figur 6 visas mängden extraherbart organiskt och oorganiskt C (0,5 M K₂SO₄) i humusskiktet på ett

bränt hygge och på mark som påverkats av en simulerad skogsbrand i Finland. I figuren syns en initial ökning som snabbt övergår i en minskning. Orsaken till den initiala ökningen framgår inte.

I Viros (1970) studie minskade humustjockleken från i genomsnitt 5,3 till 4,1 cm efter hyggesbränning. Åren efter bränning minskade tjockleken ytterligare. Viro (1970) trodde att detta berodde på kompression p.g.a. att risvegetationen, särskilt ljung, dött och därför inte kunde uppehålla porositeten i humusen med sina multnande rötter. Humustäcket var tunnast 8–20 år efter bränning och ökade därefter i tjocklek. Viro (1970) påpekar att resultaten från studien i de flesta fall måste betraktas som indikationer på det generella mönstret då det inte var möjligt att välja ut materialet slumpvis eller känna till den areella variationen i bränningsintensitet. Nitton år efter en relativt hård hyggesbränning i Ångermanland var humustäcket 2,5 cm på kontrollen och 1,3 cm på den brända marken (Uggla, 1967).

I Viros (1970) undersökning tenderade humustäcket att minska i vikt under omkring tio år efter bränning för att sedan åter öka. Även i den norska undersökningen fortsatte viktminskningen i L- och humusskiktet tillsammans efter den initiala reduktionen (Skoklefeld, 1973). Åtta vegetationsperioder efter bränning nåddes ett minimum. Då var vikten på L- och humusskiktet tillsammans närmare 40 % (19–20 ton ha⁻¹) lägre än före bränning. Av de 19–20 ton ha⁻¹ förlorades 11,3 ton ha⁻¹ under själva branden¹⁶. Omkring 8 ton ha⁻¹ förlorades således genom andra processer efter branden. Också på kontrollen, d.v.s. obränd, kalhuggen mark, minskade vikten under samma period, totalt med ca 18 ton ha⁻¹. Den totala minskningen var alltså ungefär lika stor från bränd och obränd mark, men tidsförloppen skilde sig åt. Mängden organiskt material var genomgående störst på den obrända marken under hela undersökningsperioden, d.v.s. ≤ 2 veckor, 1–5, 8 respektive 12

¹⁴ Svenska klassificeringssystemet (Troedsson & Nykvist, 1974).

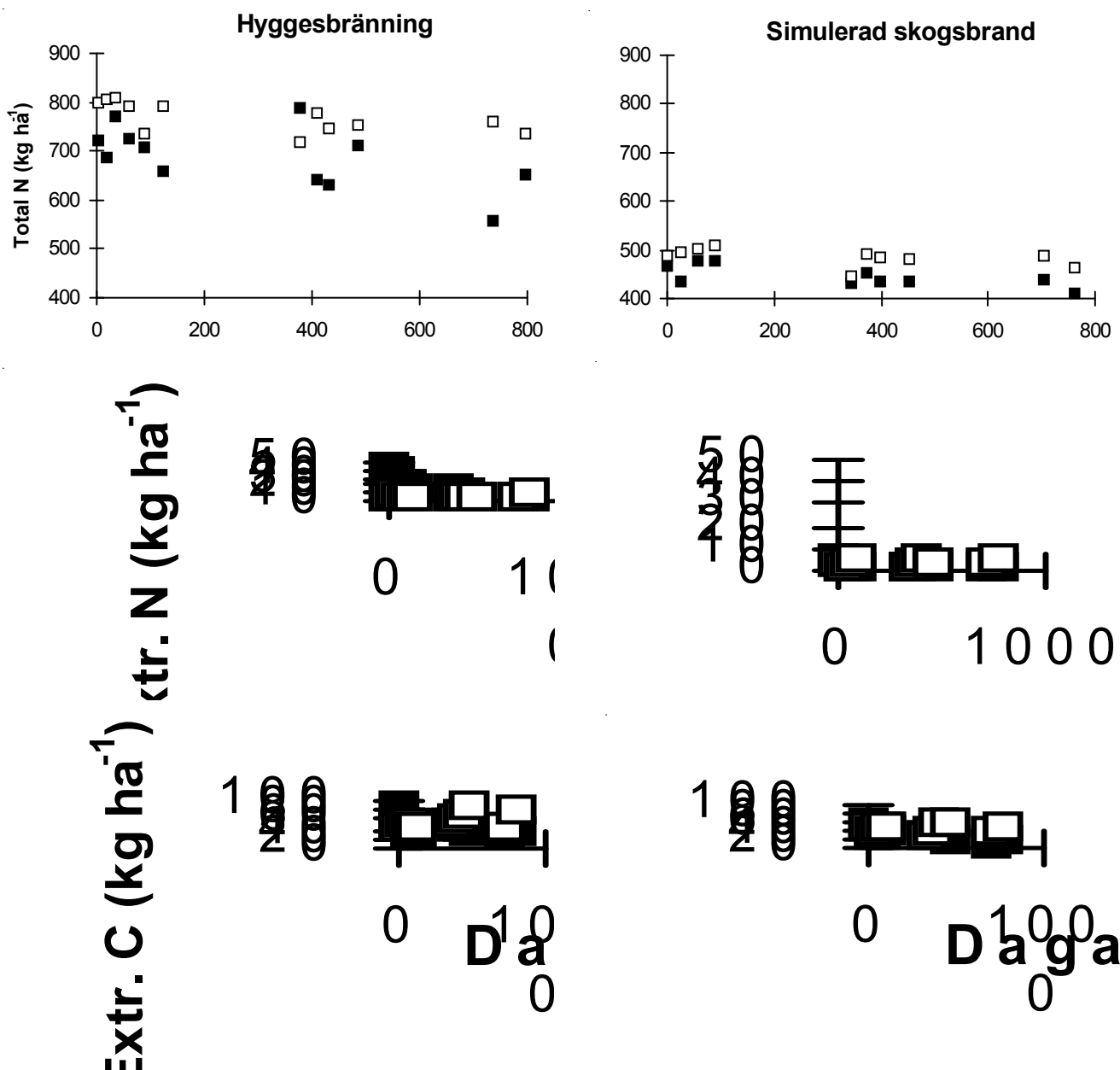
¹⁵ Detta innefattar C-förrådet i humusskiktet och ner till 2,5 – 4,3 m i mineraljorden. Studien gjordes i södra Finland. Siffrorna bygger på mätningar i tre olika skogstyper, nämligen *Calluna*-, *Vaccinium*- och *Myrtillus*-typen enligt det finska klassificeringssystemet.

¹⁶ De första proverna samlades in 4–14 dagar efter bränning. Det är troligt att merparten av den förlust som då registrerades skedde under själva branden.

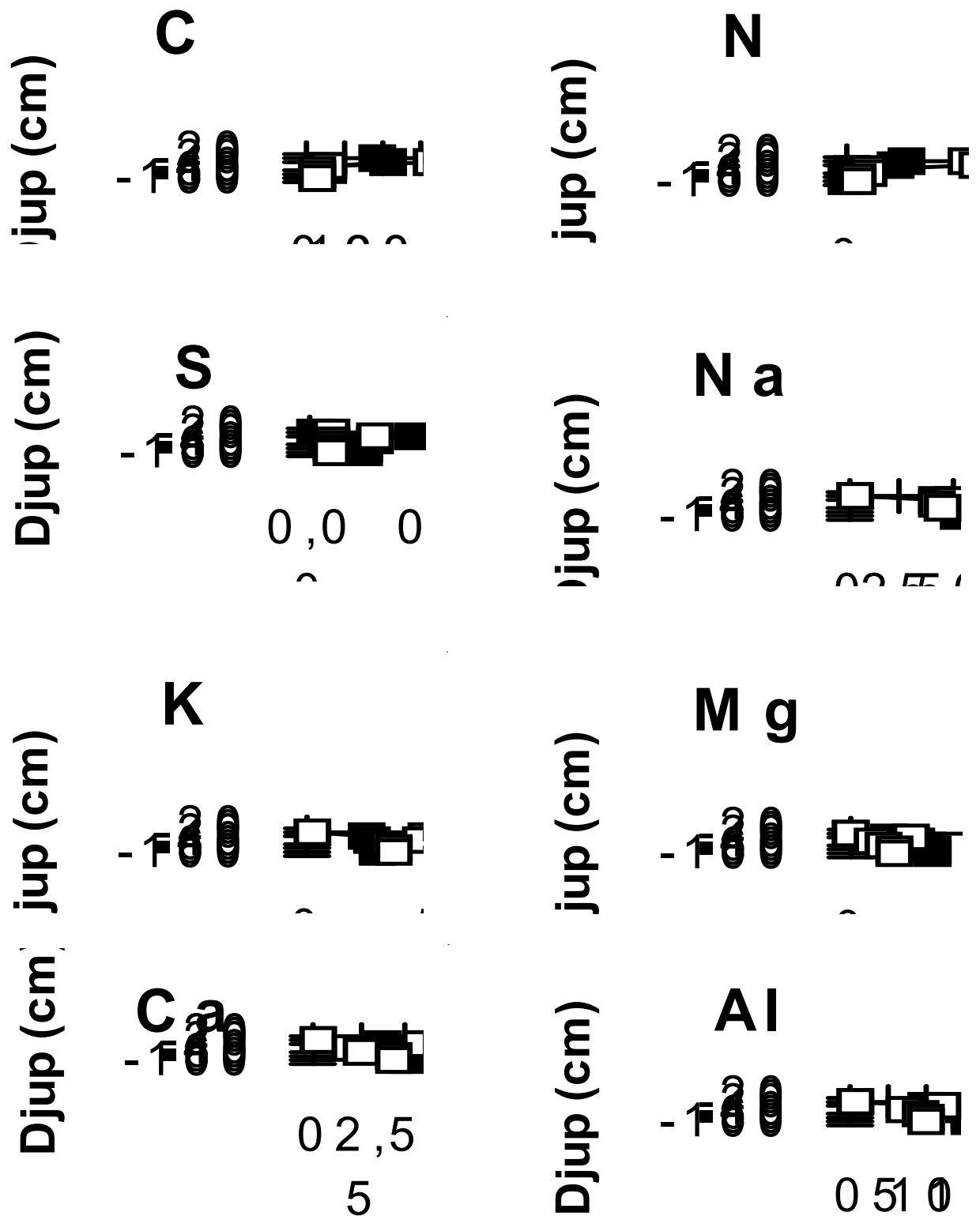
vegetationsperioder efter bränning. Skillnaden mellan bränd och obränd mark avtog dock med tiden. Detta skulle kunna bero på skillnader i humuskvalitet i bränd och obränd mark. På den obrända marken bestod troligen humusskiktet av ett lättare nedbrytbart skikt ovanpå ett svårare nedbrytbart. På den brända marken hade emellertid det lättare nedbrytbara materialet sannolikt brunnit upp, och det kvarvarande materialet var därför svårare att bryta ned. Skoklefeld (1973) poängterar att bränningsintensiteten varierade mycket inom området. Denna variation, tillsammans med initiala skillnader i humustjocklek, gör att resultaten inte ger en fullt korrekt bild av brandens effekter

över tiden, men tillräckligt bra för att påvisa tendenser av mer generell karaktär enligt författaren.

Tjugofyra år efter en hyggesbränning i Ångermanland var den sammanlagda torrvikten av markvegetation, förna och humuslager 53 % (18 ton ha⁻¹) lägre på den brända ytan än på kontrollytan (Örlander m.fl., 1990). Kolförrådet var 58 % mindre i den brända ytan än på kontrollytan. I Västerbotten var förrådet av C i samma skikt 47 % mindre i mark som hyggesbränts 62 år tidigare än i obränd mark (figur 7). Obrända rester togs emellertid bort efter hyggesbränningen i den senare undersökningen, vilket kan ha minskat markens C-förråd.



Figur 6. Förråden av total N, extraerbar (0,5 M K₂SO₄) N och C i humuslagret (F+H) efter hyggesbränning och simulerad skogsbrand i södra respektive mellersta Finland. Kontrollen för det hyggesbrända området var en angränsande granskog och för den simulerade skogsbranden en tallskog. Data från Pietikäinen & Fritze (1993). □ = obränd mark, ■ = bränd mark.



Figur 7.

Totala förråd av C, N, S, Na, K, Mg, Ca och Al i olika skikt i mark som hyggesbränts för 62 år sen (■) samt i obränd mark (□). Varje punkt representerar 6 provtagningspunkter. Observera de olika skalorna på x-axeln. Data från Sonesson m.fl. (1994).

Markdjup: 5 cm = markvegetation t.o.m. humusskikt, 0 cm = gränsen mellan humusskikt och mineraljord (m.j.), -10 cm = 0–20 cm i m.j., -30 cm = 20–40 cm i m.j., -50 cm = 40–60 cm i m.j., -70 respektive -90 cm = halva förrådet i 60–100 cm i m.j.

Träkolen som bildas vid brand kan sannolikt påverka mark- och markvattenkemin genom sin adsorptionsförmåga. I en laboratoriestudie fann Zackrisson m.fl. (1996) att träkol som hittats i humusskiktet i norra Sverige effektivt band fenoliska ämnen som producerats av kråkbär (*Empetrum hermaphroditum*). Detta gällde träkol som bildats vid skogsbränder som

inträffat för mindre än 100 år sedan. Träkol som bildats för mer än 100 år sedan hade sämre förmåga att binda dessa ämnen. I tolv tallbestånd varierade mängden träkol i humusskiktet mellan 984 och 2 074 kg ha⁻¹. Författarna bedömde att dessa mängder var tillräckligt stora för att ge viktiga ekologiska effekter genom sin adsorptionsförmåga.

Mineralisering och respiration

- En del mikroorganismer dör under brand p.g.a. temperaturökningen i marken.
- Den mikrobiella biomassan och respirationen i humustäcket minskade under några år efter brand enligt fyra finska studier.
- Minskad vattenhalt tycktes bidra till den minskade respirationen.
- I två finska studier var den mikrobiella respirationen per enhet mikrobiell biomassa dock högre i humus från bränd än från obränd mark, d.v.s. den metaboliska kvoten ökade efter brand.

Flera undersökningar, de flesta utförda i barrskog i Finland, visar att brand minskar den mikrobiella biomassan¹⁷ och/eller respirationen¹⁸ i humustäcket under några år (Pietikäinen & Fritze, 1993; Fritze m.fl., 1994; Bååth m.fl., 1995; Pietikäinen & Fritze, 1995). Effekternas omfattning och nedträngning på djupet beror på brandens intensitet (Ahlgren & Ahlgren, 1965; Pietikäinen & Fritze, 1993). Notera att enbart avverkning kan minska¹⁹ den mikrobiella biomassan i humusskiktet (Pietikäinen & Fritze, 1995). Bränning medförde dock en statistiskt säkerställd minskning med ytterligare ca 30-40 % beroende på vilken mätmetod som användes (Pietikäinen & Fritze, 1995).

Två år efter en avsiktlig brand i tallskog i Finland var den mikrobiella biomassan (mikrobiellt bundet C per gram organiskt material) respektive svampbiomassan²⁰ per gram organiskt material i humusskiktet ungefär halverad jämfört med kontrollen (Fritze m.fl., 1994). Areellt sett kan denna minskning vara ännu större med tanke på att bränningen kan ha minskat humusskiktets vikt. Bränningen medförde också att respirationen, mätt på naturfuktig jord, var en sjundedel av kontrollens. Den absoluta minskningen kan, liksom för den mikrobiella biomassan, ha varit ännu större areellt sett. Minskad vattenhalt tycktes bidra till den reducerade respirationen, eftersom justering av vattenhalten minskade de relativa skillnaderna mellan bränd och obränd humus (Pietikäinen & Fritze, 1993;

Fritze m.fl., 1994). Efter hyggesbränningar i Minnesota, USA, minskade antalet och aktiviteten hos de flesta mikroorganismerna direkt efter bränning för att sedan öka abrupt och kraftigt efter det första regnet (Ahlgren & Ahlgren, 1965). Författarna trodde att detta berodde på en ökad tillgänglighet av ämnen som kom från askan.

Den minskade respirationen, som Pietikäinen & Fritze (1993) observerade efter brand, återspeglades inte i minskad nedbrytningshastighet²¹ av barrföna under de första två åren efter hyggesbränningen. Nedbrytningshastigheten av föna på ytan som påverkats av den simulerade skogsbranden var dock signifikant lägre än på kontrollytan. Skog var kontroll i Pietikäinen & Fritzes (1993) och Fritzes m.fl. (1994) studier. Johanssons (1984) undersökning i Västerbotten visade inte på några dramatiska effekter på omsättningshastigheten hos tallbarr- och björklövsföna på ett hygge som avverkats för åtta år sedan och brunnit för 5-6 år sedan (endast halva hygget brann). Både tallbarrs- och björklövsfönan tenderade att minska något mer i vikt på bränd mark än på obränd mark under de två till tre år undersökningen pågick. Skillnaderna var emellertid små och inte statistiskt säkerställda.

Pietikäinen & Fritze (1995) renodlade effekten av avverkning respektive hyggesbränning i ett försök i nordöstra Finland. De fann att avverkning med efter-

¹⁷ Den mikrobiella biomassan mättes med hjälp av kloroformbehandling (Fritze m.fl., 1993; Pietikäinen & Fritze, 1993; Fritze m.fl., 1994; Pietikäinen & Fritze, 1995) utom av Bååth m.fl. (1995) som mätte totala antalet fosfolipida fettsyror per gram organiskt material. Pietikäinen & Fritze (1995) mätte även den mikrobiella biomassan med hjälp av substratinducerad respiration.

¹⁸ Även kallad markandning, bestäms ofta genom att mäta hur mycket CO₂ som avges från marken eller markprover.

¹⁹ Mätt med kloroformbehandling var minskningen 27 % och statistiskt signifikant, men då mätningen gjordes med substratinducerad respiration var minskningen på 21 % ej signifikant.

²⁰ Svampbiomassan mättes som ergosterolhalten i jorden. Ergosterol är ett ämne som är specifikt för svamp (Grant & West, 1986).

²¹ Nedbrytningshastigheten mättes som den procentuella massförlusten per år hos gran- (hyggesbränning) respektive tallbarr (skogsbrand) som begravts i förnapåsar i mitten av humuslagret.

följande hyggesbränning minskade den mikrobiella biomassan (mätt som mikrobiellt bundet C) i humusskiktet signifikant mer ($p < 0.05$) än enbart avverkning. Även respirationen tenderade att minska. Då proverna togs hade tre år gått sedan avverkning och ett år sedan bränning. Den metaboliska kvoten²² var dock signifikant högre i humusen från bränd mark än från obränd, d.v.s. mikroorganismerna respirerade intensivare i humusen från bränd mark. Detsamma observerades av Fritze m.fl. (1994). Kvaliteten²³ på humusen förändrades till följd av avverkning och avverkning i kombination med bränning i Pietikäinen & Fritzes (1995) stu-

die. Humuskvaliteten förklarade en stor del (>60 %) av variationen i mikrobiell biomassa, ergosterolhalt och respiration (Pietikäinen & Fritze, 1995).

En avsiktlig, lätt brand i ett *P. taeda*-skog i North Carolina, USA, medförde att nedbrytningshastigheten²⁴ i det organiska skiktet mer än fördubblades under den första vegetationsperioden efter brand (Schoch & Binkley, 1986). Detta ekosystem skiljer sig emellertid från nordiska barrskogsekosystem bl.a. genom det varma tempererade klimatet med en medelnederbörd på 1 400 mm.

Kväve

- Det mesta av kvävet som frigörs vid brand avges till luften, men en del transporteras ner i marken och återfinns i form av ammonium.
- Kväveförluster från det organiska markskiktet på nära 0 till 817 kg ha⁻¹ har rapporterats efter skogsbränder.
- Efter hyggesbränder har förluster från humusskiktet på 76–166 kg ha⁻¹ rapporterats.
- Hyggesbränningens långsiktiga effekt (19–62 år) på markens kväveförråd varierar enligt fyra nordiska studier från ingen påvisbar effekt till kraftigt minskat förråd.
- Hyggesbränning är en viktig post i en ståndorts kvävebudget.
- Brand påverkar sannolikt nitrifikation, N₂-fixering och N-mineralisering men hur, och i vilken omfattning, är otillräckligt belyst för nordiska förhållanden.

Kemisk ammoniumbildning

Ammoniumhalten i humusskikt och mineraljord kan öka direkt efter brand (Viro, 1970; Covington & Sackett, 1992; Knoepp & Swank, 1993). Covington & Sackett (1992) tror att detta beror på att ammonium bildas på kemisk väg vid pyrolysen av det organiska materialet. Viro (1970) demonstrerade detta genom att bränna humus långsamt och leda gaserna som bildades först genom fuktig humus och sedan svavelsyra. Hälften till tre fjärdedelar av N i humusen omvandlades därvid till ammoniak, och 99 % av detta bands till humusen. Kvävet i markens organiska skikt tycks således inte bara avgå till luften vid brand utan också till underliggande markskikt, vilket enligt Covington & Sackett (1992) innebär att tidigare undersökningar kan ha överskattat N-transporten till luften. I figur 6 visas mängden extraherbart N (0,5 M K₂SO₄) efter en hyggesbränning och en simulerad skogsbrand i Finland. Mängden extraherbart N ökade initialt. Detta var tydligt, och mest långvarigt, efter hyggesbränningen. Ökningarna skulle delvis kunna utgöras av ammonium som bildats under branden.

Initial förrådsändring

Vid brand förloras N till luften (se s. 17). Följande undersökningar redovisar N-förlusten från olika delar av markprofilen, d.v.s. skillnaden i förråd före och efter brand, eller skillnaden mellan förråden på en kontroll-yta och en bränd yta.

I mellersta Finland simulerades en skogsbrand i en barrskog med inblandning av björk (Pietikäinen & Fritze, 1993; figur 6). En dag efter branden var N-förrådet i humuslagret i den brända skogen 21 kg ha⁻¹ mindre än i kontrollen, vilket motsvarade ca 4 % av det totala förrådet i humuslagret på kontrollen²⁵. Jordmånen var podsol.

I staten Washington, USA, härjades ett barrskogsbeklätt bergsområde av en intensiv, spontan skogsbrand (Grier, 1975). Huvuddelen av barrskruden och markens organiska skikt brann upp. Alla träd dog. Endast ca 3 % av N i markens organiska skikt fanns kvar två veckor efter branden. Kväveförrådet i det organiska skiktet minskade med 817 kg ha⁻¹ och i de översta 6 cm av mineraljorden med 180 kg ha⁻¹. Mellan 6 och 36 cm djup i mineraljorden ökade emellertid

²² Metaboliska kvoten är mängden avgiven CO₂-C per enhet C bundet i den mikrobiella biomassan.

²³ Kvaliteten på humusen mättes med hjälp av "near infrared reflectance spectroscopy".

²⁴ Nedbrytningshastigheten mättes genom att bestämma vikten på det organiska skiktet vid två olika tidpunkter.

²⁵ Den statistiska analysen i Pietikäinen & Fritzes (1993) undersökning gjordes endast på halter och inte på mängder. Om skillnaden i förråd i bränd och obränd mark är statistiskt signifikant är därför okänt.

N-förrådet med 90 kg ha⁻¹. Totalt för markens organiska skikt ner till 36 cm i mineraljorden minskade N-förrådet med 907 kg ha⁻¹. Kontrollen utgjordes av ett ungefär 2 ha stort obränt område ca 600 m från det undersökta brända området. Jordmånen²⁶ hade bildats från vulkaniskt material.

En spontan skogsbrand i Alaska, USA, minskade N-förrådet betydligt i det organiska skiktet i vitgran- (*Picea glauca*), asp- (*Populus tremuloides*) respektive björkskog (*Betula papyrifera*) (Dyrness m.fl., 1989). I vitgranskogen var N-förrådet 614 kg ha⁻¹ på kontrollen, 557 kg ha⁻¹ på lätt bränd mark och 290 kg ha⁻¹ på hårt bränd mark. Mindre än 50 % av det organiska skiktets N-förråd återstod således i den hårt brända marken. För aspskogen var förrådet 812 kg N ha⁻¹ på kontrollen mot 422 kg N ha⁻¹ i lätt bränd mark. I svartgranskogen (*Picea mariana*) hade däremot branden mindre effekt på N-förrådet. I genomsnitt var N-förrådet i svartgranskogen 715 kg ha⁻¹ på kontrollen, 580 kg ha⁻¹ på lätt²⁷ bränd mark och 844 kg ha⁻¹ på hårt²⁸ bränd mark. Författarna påpekar att det var stor variation i materialet och att detta gjorde det omöjligt att avgöra om de senare skillnaderna berodde på branden eller inte. Emellertid rapporterar de att liknande observationer gjorts i ett närliggande, bränt svartgranbestånd. Författarna föreslår att ökningen kan bero på lägre förbränningstemperaturer i svartgranskogen p.g.a. tjockare och fuktigare organiska skikt än i de andra skogarna. I de översta 5 cm i mineraljorden ökade N-förrådet i svartgran- respektive björkskogen, minskade kraftigt i aspskogen och förblev i princip oförändrat i vitgranskogen (Dyrness m.fl., 1989). Brandens hårdhet i asp- och björkskogen beskrevs som lätt, men författarna betonade svårigheten att bedöma detta. Jordmånen²⁹ var svagt utvecklad och präglad av det kalla klimatet.

En avsiktlig, lätt³⁰ brand i ett 50–60-årigt *P. taeda*-bestånd i North Carolina, USA, minskade N-innehållet i L-skiktet med 42 kg ha⁻¹ (-52 %) men ökade innehållet i humusskiktet med 30 kg ha⁻¹ (+17 %) (Schoch & Binkley, 1986). Den sammanlagda effekten i det organiska skiktet, d.v.s. minskningen med 12 kg ha⁻¹, var inte statistiskt säkerställd. Bränningen var den första i detta bestånd.

I södra Norge brändes fyra hyggen varvid N-förrådet minskade med i genomsnitt 39 kg ha⁻¹ i L-skiktet och 127 kg ha⁻¹ i humusskiktet (Skoklefeld, 1973). Sammanlagt motsvarade detta 20 % av det totala N-förrådet i det organiska skiktet. Humusformen var mår

och vegetationstyperna ljung (2 st) (*Calluna*), lågört (*Oxalis-Myrtillus*) och blåbär (*Myrtillus*).

Hyggesbränning i Finland minskade N-förrådet i humusskiktet med ungefär 25 %, vilket motsvarade ca 100 kg N ha⁻¹ (Viro, 1970). Proverna togs inom mindre än ett år efter bränning. Bränning påverkade inte det totala N-förrådet i mineraljorden. Humustäcket var i genomsnitt 5,3 cm tjockt och bestod oftast av mår, men moder förekom. Jordmånen var genomgående podsol.

I en annan finsk undersökning brändes ett omkring ett år gammalt hygge som burit granskog (Pietikäinen & Fritze, 1993; figur 6). Tre dagar efter branden var N-förrådet i humuslagret på det brända hygget 76 kg ha⁻¹ mindre än i den angränsande granskogen, vilket motsvarade 9,5 % av det totala förrådet i humusskiktet i granskogen. Jordmånen var podsol.

När man brände ett hygge som burit sydbokskog i Nya Zeeland saknades 66 % av N i markens organiska skikt, då 16 % av det organiska skiktet brunnit upp (Goh & Phillips, 1990).

Långsiktiga förändringar

Hyggesbränning kan leda till minskade N-förråd i det organiska skiktet under tiotals år jämfört med i obränd mark. Ibland tycks dock det minskade förrådet i det organiska skiktet delvis kompenseras av ökade förråd i mineraljorden, men ytterligare studier krävs för att belysa detta. Ovanstående påståenden baseras på följande undersökningar som gjorts i områden som bränts för 19 till 62 år sedan.

Uggla (1967) undersökte ett område i Ångermanland som hyggesbränts relativt hårt 19 år tidigare. I humuslagret på den brända marken var N-förrådet 30 kg ha⁻¹ mindre än i kontrollen. I blekjorden var däremot N-förrådet 20 kg ha⁻¹ större i den brända marken än i kontrollen. Förändringarna var inte belagda statistiskt.

I ett annat område i Ångermanland var N-förrådet i fältskiktet ner t.o.m. humusskiktet totalt 186 kg ha⁻¹ (60 %) mindre i mark som hyggesbränts 24 år tidigare än i kontrollen (Örlander m.fl., 1990). Kväveförrådet i fältskiktet ner till 25 cm i mineraljorden var 10 % större i den tidigare brända marken, men om denna skillnad beror på bränningen är okänt.

Viros (1970) studier av humusskiktet på marker som hyggesbränts för upp till 50 år sedan i Finland redovisar genomgående minst N-förråd i bränd mark. På mark som bränts för 20–50 år sedan var skillnaden mot kontrollen emellertid liten.

²⁶ Typic VitrandeptST.

²⁷ Markens organiska skikt var grundligt förkolnat, men mossors och grenars ursprungliga utseende kunde fortfarande urskiljas.

²⁸ Tjockt asklager täckte marken. Markens organiska material var bortbränt ända till mineraljorden, och urskiljbara växtdelar saknades.

²⁹ Alfic CryochreptST.

³⁰ Marken täcktes av svart aska och förkolnat respektive obränt material. Mineraljorden blottades ej.

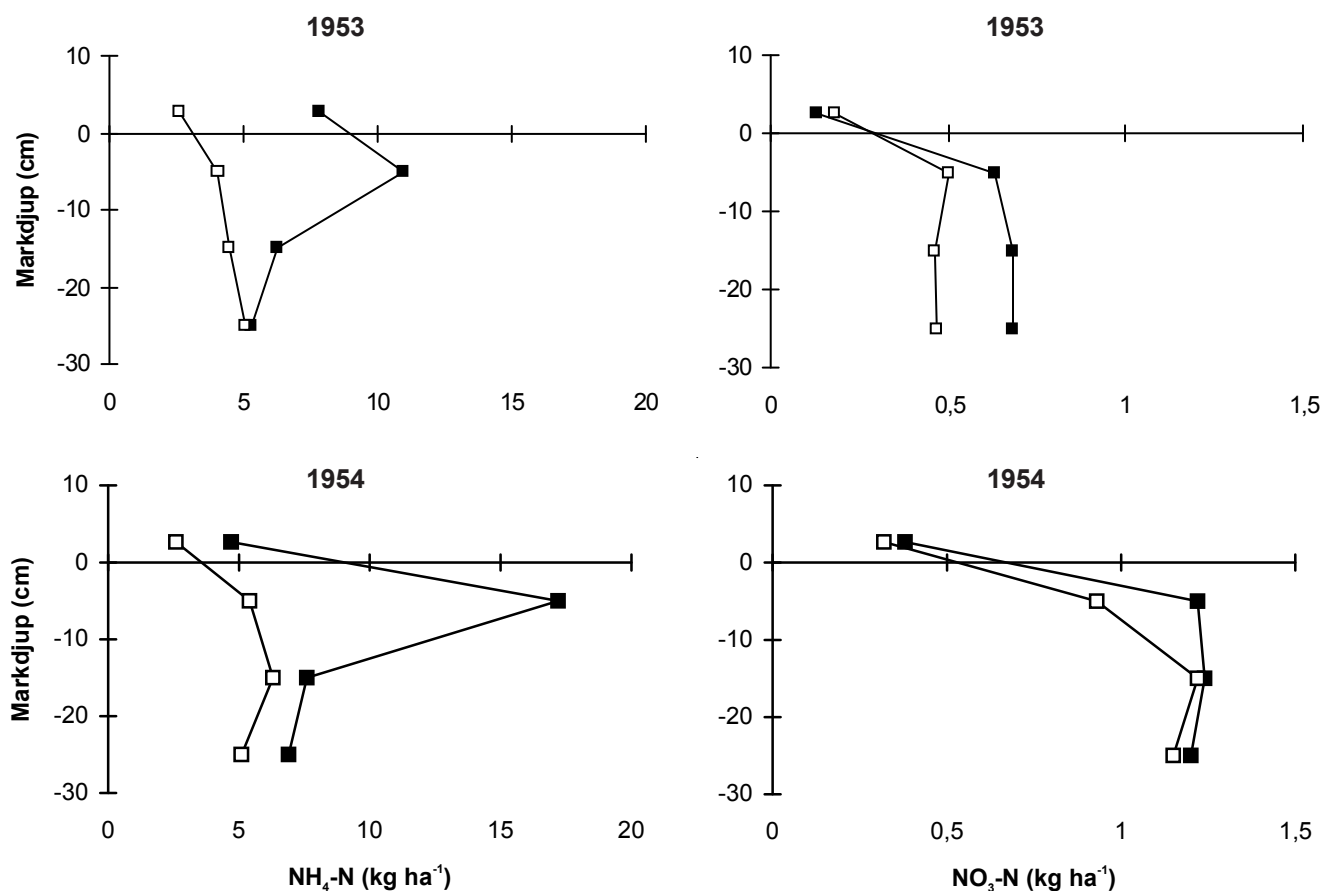
Sextiotvå år efter en hyggesbränning i Västerbotten var N-förrådet i markvegetation och humusskikt 320 kg ha^{-1} mindre i den brända marken än på kontrollen (figur 7). På 0–20 cm djup i mineraljorden var förrådet 440 kg ha^{-1} mindre i den brända marken än i kontrollen och på 20–40 cm djup 90 kg ha^{-1} mindre. På 40–100 cm djup noterades inget N alls i den brända marken. I detta fall påverkades markens N-förråd avsevärt av hyggesbränningen. Ner till en meters djup i mineraljorden fanns det ca $1,1 \text{ ton ha}^{-1}$ (ca 60 %) mindre N i den brända marken än i kontrollen. Obrända rester togs dock bort efter hyggesbränningen, vilket sannolikt minskade markens N-förråd. Förlusten över-skattades därför troligen.

I Québec i Canada undersökte Paré m.fl. (1993) näringsförhållandena (torrvikt, N, P, Ca, Mg och K) i det organiska skiktet i skogsmark, som påverkats av skogsbrand för 47, 144 respektive 231 år sedan. De fann att halten tillgängligt N i F- och H-skiktet tillsammans påverkades mer av trädslag än tid efter brand. Förrådet av tillgängligt N påverkades dock mer av tid efter brand än av trädslag eller samspelet mellan trädslag och tid efter brand. Förrådet av tillgängligt N, och total-N, ökade med ökande tid efter brand. Halten

total-N i F- och H-skiktet tillsammans påverkades inte av trädslag men av tid efter brand och samspelet mellan tid efter brand och trädslag. I L-skiktet påverkades halten total-N av trädslag, och än mer av samspelet mellan trädslag och tid efter brand, men inte av enbart tid efter brand. I tidiga skeden dominerades den studerade skogstypen av *B. papyrifera* och *P. tremuloides* och i senare skeden av *Abies balsamea* och *Thuja occidentalis*. Årsmedeltemperaturen i området var $0,6 \text{ }^\circ\text{C}$ och den frostfria perioden 64 dagar per år. Studien representerar andra trädslag än de som finns i Norden och ett kallt klimat, vilket gör det svårt att bedöma hur allmängiltiga resultaten är.

Nitrifikation

I barrskog gynnas ofta nitrifikationen av att pH-värdet ökar (Killham, 1990; Persson & Wirén, 1995). Markens pH-värde är emellertid inte den enda faktorn som styr nitrifikationen. Killham (1990) nämner även substrattillgänglighet, allelopati³¹, vattenpotential, näringsstatus och temperatur. Brand påverkar troligen alla dessa faktorer. Effekten på nitrifikationen är resultatanten av hur de olika styrfaktorerna påverkas.



Figur 8. Ammonium- och nitratkväveinnehåll i olika markskikt efter hyggesbränning i Hyytiälä, Finland. Bränningen gjordes 1953 och diagrammen visar medelvärden för juni-augusti samma år som bränningen gjordes respektive följande år. Extraktionen gjordes med 0,5 M KCl. □ = obränt hygge, ■ = bränt hygge. Data från Viro (1970). Markdjup: 2,65 cm = mitten på H-skiktet, -5 cm = 0–10 cm i mineraljorden, -15 cm = 10–20 cm i mineraljorden, -25 cm = 20–30 cm i mineraljorden.

³¹ Allelopati är kemisk antagonism mellan växter (Anonym, 1994).

Resultat från fältförsök ger ingen entydig bild av hur nitrifikationen påverkas av brand. Både oförändrad och ökad nitrifikation har rapporterats. Vid en hyggesbränning i Finland mättes mängden oorganiskt N i färskas prover från humustäcket och ner till 30 cm i mineraljorden (Viro, 1970). I medeltal för samma vegetationsperiod som branden respektive den därpå följande vegetationsperioden var ammonium- respektive nitratförrådet oftast högst i bränd mark (figur 8). Det går inte att bedöma om det större nitratförrådet i bränd mark berodde på ökad nitrifikation, minskat upptag eller på något annat.

Två år efter en avsiktlig brand i 100-årig tallskog i centrala Finland syntes ingen påverkan på nitrifikationen i humusskiktet (Fritze m.fl., 1994). Författarna ansåg att ståndortens bördighet har betydelse för om brand medför upplagring av nitrat eller ej. På en bördigare ståndort hade H. Fritze (pers. medd. i Fritze m.fl., 1994) nämligen observerat nettonitrifikation två år efter en bränning. I en annan finsk undersökning inkuberades humus från avverkad respektive avverkad och hyggesbränd mark (Pietikäinen & Fritze, 1995). Proverna togs tre år efter avverkning och ett år efter hyggesbränning. Ammoniumhalten ökade i båda fallen jämfört med den beskogade, obrända kontrollen, men nitrifikation skedde endast i den brända humusen.

I Oregon, USA, brändes högar med trädrester från douglasgranskog (Neal m.fl., 1965). Nitrathalten var låg i alla markprover, vilka representerade låg till hög brandintensitet samt 0-5, 0-7,5 respektive 0-12,5 cm markdjup räknat från markytan. De små skillnader i nitrathalt som observerades var inte statistiskt säkerställda. Halten Kjeldahl-N i den brända marken avtog något med tiden, vilket författarna föreslog kunde bero på utlakning av nitrat och kanske en viss denitrifikation.

I glesa degenererade tall- och lövskogar med tät undervegetation i södra Appalacherna, USA, föreslås avverkning av all vedartad vegetation med påföljande hyggesbränning för att skapa ny blandad tall- och lövskog. Knoepp & Swank (1993) undersökte hur detta förfarande påverkade N-omsättningen i tre områden i North Carolina, USA. Bränderna beskrevs som högintensiva men lätta. De avverkade, brända ytorna jämfördes med skog. Avverknings- och bränningseffekten gick således inte att särskilja. Mindre än två dygn efter bränning noterades en puls av ammonium i marken³². Ammoniumhalten förblev förhöjd under åtminstone tolv månader. Ammoniumhalten i markvattnet på 30 och 60 cm djup förändrades dock inte. Nitrathalten

i marken påverkades inte entydigt, men i två av områdena tenderade nettonitrifikationen in situ att öka mot slutet av undersökningen. I markvattnet tenderade nitrathalten att öka i alla tre områdena, men ökningarna var sällan statistiskt säkerställda. Nitrathalten i ett vattendrag ökade också lite till följd av avverkning plus bränning. Knoepp & Swank (1993) drog slutsatsen att trots att N-tillgängligheten i marken ökade, så påverkades N-omsättningen och utlakningen av oorganiskt N föga under det första året efter bränning.

Två israeliska undersökningar visar att nitrathalten i övre delen av marken ökade efter spontana skogsbränder på kalkrik jord³³, troligen till följd av ökad nitrifikation (Kutiel & Naveh, 1987; Kutiel & Inbar, 1993).

Om nitrifikationen ökar till följd av brand ökar troligen utlakningen av nitrat, åtminstone tills ny vegetation etablerats. Det finns ett antal nordamerikanska undersökningar om hur nitratutlakningen eller nitrathalten i vattendrag påverkas av brand, dock oftast i kombination med avverkning (Beschta, 1990; Tiedemann m.fl., 1979). Enbart avverkning medför ofta ökad nitratutlakning (Wiklander, 1983). Efter avverkning och bränning har både lägre och högre maximihalter av nitrat rapporterats jämfört med före behandling (Beschta, 1990; Tiedemann m.fl., 1979). Efter tre skogsbränder rapporterades något högre eller oförändrade maximihalter av nitrat (Tiedemann m.fl., 1979). Bayley m.fl. (1992a) fann att årsmedelhalten av nitrat i tre vattendrag ökade efter en spontan, högintensiv skogsbrand i Ontario, Canada, jämfört med halterna före branden. Ett år före branden hade 20-100 % av skogen i avrinningsområdena stormfällts. Fem veckor efter en avsiktlig brand i ett tallbestånd i South Carolina, USA, var nitrathalten i ytligt grundvatten ungefär densamma som i obränd skog (Lewis, 1974). Sammanfattningsvis verkar nitrifikationen påverkas relativt lite av brand, men bakgrundsmaterialet är magert, eftersom effekten av brand sällan renodlats.

Biologisk N₂-fixering

I South Carolina, USA, undersökte Jorgensen & Wells (1971) N₂-fixeringen i jord³⁴ från en *P. taeda*-skog som bränts årligen under många år. På de brända ytorna var N₂-fixeringsförmågan åtminstone tio gånger så stor som på kontrollen. Metoden som användes kan dock ha medfört att N₂-fixeringen över-skattades (jfr Nohrstedt, 1983). Det är emellertid inte uteslutet att N₂-fixeringen gynnas av brand, eftersom N₂-fixeringen i markens organiska skikt ökar linjärt

³² Jordmånen var Typic HapludultST, vilken innehåller ett leranrikningsskikt (Anonym, 1992a).

³³ Brun rendsina respektive ljus rendsina (Lithic XerorthentST).

³⁴ Jordmånerna var Typic OchraquultST respektive Typic UmbraaquultST. Dessa jordmåner innehåller ett leranrikningsskikt (Anonym, 1992a).

med ökande pH-värde, åtminstone i svensk³⁵ barrskog i pH_{CaCl2}-intervallet från ca 3 upp till 6 (Nohrstedt, 1985). Brandens reduktion av det organiska skiktet kan dock motverka den eventuella ökningen av N₂-fixeringen som pH-förhöjningen kan medföra. MacLean m.fl. (1983) hävdar att den ökade temperaturen i marken, p.g.a. att branden ändrat markens energibalans, medför att N₂-fixeringen ökar i kalla klimat.

Kväveminerialisering

Kväve frigörs från organiskt material genom utlakning och mikrobiell nedbrytning. Initialt medför nedbrytarsvamparnas aktivitet och hyftillväxt att N tillförs förnan (Berg, 1986). Därefter frigörs N. Som vi redan sett påverkar brand mikrobpopulationen. Om branden slår ut eller reducerar mikrobpopulationerna i markytan, återkolonieras denna enligt Viro (1970) ganska snart av mikroorganismer från lägre markskikt. Kutiel & Shaviv (1989) laboratoriestudie av kalkrik lerjord³⁶ från en *P. halepensis*-skog i Israel stödjer Viros (1970) påstående. Ammoniumhalten i markprover från 0-2 cm djup ökade sjufaldigt efter upphettning till 250 °C (Kutiel & Shaviv, 1989). Halten fortsatte att öka under de tre första veckornas inkubation. Den fortsatta ökningen ansågs bero på att överblivet organiskt N ammonifierades av mikroorganismer som koloniserade från den underliggande, ej upphettade jorden. Utöver återkolonisation underifrån och från sidan, sker troligen återkolonisation även genom sporer som förs in med hjälp av vinden och sedan infiltrerar med regnvattnet (Jalaluddin, 1969).

I Västerbotten undersökte Johansson (1984) omsättningshastigheten hos barr- och lövförnor på ett hygge som avverkats åtta år tidigare. Hälften av hygget brann fem till sex år innan studien påbörjades. Tallbarrsförnans innehåll av N ökade på den obrända delen under de första två åren. På den brända marken började N långsamt frigöras efter omkring ett år, men fortfarande efter tre års nedbrytning innehöll tallbarrsförnan ungefär 90 % av sin initiala N-mängd (efter två år 85 %). På den obrända delen innehöll tallbarrsförnan 117 % av sin initiala N-mängd efter två års nedbrytning (inga mätningar år tre). Under det första året ackumulerade björklövsförnan på bränd mark lite N till skillnad från på obränd mark där N-mängden minskade något. De följande två åren var björklövsförnans nedbrytningsförlopp obetydligt skilt mellan bränd och obränd mark.

Två år efter hyggesbränningar i British Columbia, Canada, fann Fyles m.fl. (1991) att eldens selektiva

konsumtion av markens olika typer av organiska skikt ökat N-mineraliseringens rumsliga variation. Den hårdaste bränningen medförde att 50 % av mineraliserat N härstammade från en typ som endast täckte 5 % av den brända ytan³⁷. Hyggerna var tidigare bevuxna med främst *Tsuga heterophylla* och *Abies amabilis*.

Kvävebudget för en omloppstid – ett enkelt räkneexempel

För att få en uppfattning om hur stor hyggesbränningens påverkan under en skogsgeneration är i förhållande till andra skötselåtgärder utökades Nohrstedts (1993) N-budget för en tänkt barrskog i Mellannorrland med effekterna av en hyggesbränning (tabell 4). Skogen förutsätts skötas på konventionellt sätt, ha en medelbonitet på G20 och en omloppstid på 100 år. Kvävetransporten till luften p.g.a. hyggesbränning grundas på resultat från Norge (Skoklefald, 1973). I detta försök förlorades totalt 166 kg N ha⁻¹ från förna- och humusskiktet tillsammans. I förnasiktet ingick troligtvis barren från trädresterna, som med största sannolikhet lämnades kvar efter avverkningen. Bränningen gjordes ett till två år efter avverkningen, vilket är tillräcklig tid för att barren ska ha hunnit trilla av. Från trädresterna antogs 80 % av N förloras vid bränningen. Kväveförrådet i trädresterna förutsattes vara 106 kg ha⁻¹, d.v.s. lika med det förråd som Nilsson & Wiklund (1994) fann i levande och döda grenar i ett bördigt granbestånd i sydvästra Sverige. Förlusten från fältskiktet antogs vara ca 9 kg ha⁻¹, d.v.s. hela den mängd som Rosén (1982) fann ovan jord i barrskog i Hälsingland. Från bottensiktet antogs förlusten vara 50 kg ha⁻¹, vilket motsvarade hela kväveförrådet i bottensiktet³⁸ i ett tallbestånd i Härjedalen (Nohrstedt, 1990). Kväveförrådet i mineraljorden antogs inte öka trots att detta kan ske (ex. Covington & Sackett, 1992). Kvävefixeringen förutsattes inte påverkas av bränningen, vilket dock är okänt. Utlakningen av nitrat antogs öka något p.g.a. bränningen.

Budgeten redovisar en negativ balans av N under beståndets omloppstid. Kväveförlusten till följd av hyggesbränning är en betydande post i budgeten. Budgeten bör endast ses som ett enkelt räkneexempel, eftersom många av de ingående posterna skattats relativt godtyckligt. Arbetet med att upprätta budgeten visar dock tydligt att det saknas kunskap om hur flera viktiga N-flöden i systemet påverkas av bränning.

³⁵ Den sydligast belägna försöksytan låg vid Vänerns östra kust och den nordligaste 3 mil norr om Sandviken.

³⁶ Lithic XerorthentST.

³⁷ Jordmånen var en väl-dränerad "humo-ferric podsol", enligt det kanadensiska klassificeringssystemet, med stor andel grovt material.

³⁸ Innehållet i bottensiktet antogs vara drygt hälften (50 av 85 kg N ha⁻¹) av innehållet i förna- och bottensiktet tillsammans. Analyser gjordes endast på hopslagna prov från dessa skikt.

Tabell 4.

Kvävebudget för en mellannorrländsk skog, G20, med en omloppstid på 100 år vid konventionell skötsel, med och utan hyggesbränning. Kvävegödsling ingår inte i skötseln. Alla flöden anges i kg N ha⁻¹. Modifierad efter Nohrstedt (1993).

Flöden	Konventionell skötsel	Med hyggesbränning
Inflöde av N		
Deposition*	400	400
Kvävefixering	50	50
Σ IN	450	450
Utflyde av N		
Uttag stam+bark vid gallringar	110	110
Uttag stam+bark vid slutavverkning	110	110
Uttag grenar+barr vid slutavverkning	0	0
Förlust till luften vid hyggesbrand		
från förna- plus humusskiktet	0	166
från bottenskiktet	0	50
från fältskiktet	0	9
från grenar	0	85
Utlakning bestånd	100	100
Utlakning hygge	30	35
Denitrifikation	0	0
Σ UT	350	665
Inflöde - Utflyde	+100	-215

* Eventuell deposition av förgasat N från hyggesbranden försummas.

Kol-kväveknoten

- Kol-kväveknoten tycks påverkas av brand.
- Effekterna verkar bero på bränningshårdheten.

Kvoten mellan C och N i markens organiska material antas indikera hur tillgängligt oorganiskt N är, ju lägre kvot, desto större tillgänglighet. Alldeles efter en brand är den ett uttryck för hur mycket C respektive N som försvunnit under branden. Några veckor efter en spontan skogsbrand i vitgranskog i Alaska, USA, hade C/N i det organiska skiktet minskat från 30 till 24 där branden varit hård men ökat till 33–37 där branden varit lätt (Dyrness m.fl., 1989). Motsvarande för svartgranskog var en minskning från 39 till 23 respektive en ökning till 47. Författarna tror att skillnaderna mellan lätt och hårt brända ytor kan härröra från skillnader i bränslets sammansättning med avseende på barr- och barkförna samt stora och små trädrötter. I mark som hyggesbränts för <1–50 år sedan i Finland var C/N i humusskiktet ner till 60 cm i mineraljorden i genomsnitt lägre än i kontrollen (Viro, 1974). I humustäcket var C/N i hyggesbränd mark 3,8 lägre än i kontrollen. Motsvarande differens i mineraljorden varierade mellan 0 och 0,8 i de olika markskikten. Nio månader ef-

ter två hyggesbränningar i British Columbia, Canada, var C/N i det organiska skiktet i genomsnitt 41 jämfört med 45 tre månader före brand (Macadam, 1987). Minskningen var inte signifikant. På 0–15 och 15–30 cm djup i mineraljorden³⁹ minskade C/N med sju enheter, 32 till 25 respektive 25 till 18 (p<0,05).

Påverkar brand C/N på lång sikt? Örlander m.fl. (1990) undersökte en hedmark i Ångermanland som hyggesbränts 24 år tidigare. På den brända ytan var C/N i fältskiktet ner t.o.m. humusskiktet 54, i den humusblandade mineraljorden (0–5 cm) 36 och i mineraljorden (5–25 cm) 31. På kontrollen var motsvarande kvoter 51, 37 respektive 34. I detta försök syntes inga stora effekter på C/N.

I Västerbotten undersöktes markkemin 62 år efter hyggesbränning (Sonesson m.fl., 1994). Obrända rester togs bort efter bränningen, vilket sannolikt påverkade C/N. I den hyggesbrända marken var C/N i markvegetation och humus tillsammans 54, i 0–20 cm av mineraljorden 78 och i 20–40 cm i mineraljorden 191. På kontrollen var motsvarande 53, 45 respektive 51. Här verkar branden ha ökat C/N i mineraljorden, men resultaten måste betraktas med stor skepsis p.g.a. de extremt höga värdena. Författarna betraktar själva de höga kvoterna som osäkra p.g.a. att N-halterna låg nära detektionsgränsen.

³⁹ Jordmänen var en Orthic Dystric Brunisol enligt det kanadensiska klassificeringssystemet. Detta är en svagt utvecklad jordmån.

Fosfor

- Fosforhalten i aska kan vara många gånger högre än i obränt material, vilket medför att borttransport av aska med rök, vind och vatten kan vara viktig för förlusten av P.
- Hur sammansättningen på markens P-förråd förändras initialt tycks bero på förbränningstemperaturen.
- Hyggesbränning kan långvarigt minska markens totala P-förråd.

Direkt efter sju hyggesbränningar i Hälsingland var P-halten (extraktion med 0,1 M HCl) i F-skiktet 5–17 gånger högre än halten strax före bränning (Uggla, 1957). I H-skiktet var skillnaderna mindre, 0,5–4 gånger högre efter än före bränning. Raison m.fl. (1985) konstaterar att anrikningen av näring i aska (av exempelvis P) medför att borttransporten av aska via rök, vind och/eller vatten kan vara viktig för förlusterna. Utlakning av fosfat-P motverkas av att fosfat dels binds hårt i mineraljorden i svårösliga föreningar med Al^{3+} och Fe^{3+} vid låga pH-värden, dels genom adsorption till positivt laddade markpartiklar (Troedsson & Nykvist, 1974). Resultat från nordiska studier ger en relativt samstämmig bild av att markens P-förråd minskar till följd av hyggesbränning. Nedan refereras resultaten mer detaljerat.

Upp till tolv vegetationsperioder efter fyra hyggesbränningar i Norge var det totala P-förrådet i förna- och humusskikt tillsammans i genomsnitt något min-

dre, ca 10–20 %, i bränd mark än i kontrollen (Skoklefeld, 1973). I Finland undersökte Viro (1970) 92 områden⁴⁰ som hyggesbränts för en månad till 50 år sedan och fann att det totala P-förrådet i humuslagret genomgående var minst i bränd mark (figur 9). Det minsta förrådet var på marker som bränts för 10–12 år sedan. Sextiotvå år efter en hyggesbränning i Västerbotten var det totala P-förrådet i markvegetation och humusskikt tillsammans också lägre än i kontrollen (tabell 5), men även i mineraljorden på 0–20, 20–40 och 40–60 cm djup. Det utbytbara förrådet i humuslagret i Viro (1970) undersökning var däremot högre på marker som bränts för <1 år sedan än på kontrollen. På marker som bränts för >1 år sedan var det utbytbara förrådet lika eller mindre än på kontrollen. Förrådet var minst på marker som bränts för 7–9 år sedan (figur 11). Fosforförlusten från markens organiska skikt som hyggesbränningen orsakar tycks ta lång tid att ersätta (tabell 5).

Tabell 5.

Skillnad i totalt respektive utbytbart förråd av P i obränd mark och i mark som hyggesbränts för ≥12 år sen. Resultaten är inte statistiskt bearbetade i någon av studierna. $\Delta = (\text{förråd}_{\text{bränt}} - \text{förråd}_{\text{obränt}}) / \text{förråd}_{\text{obränt}} \times 100$, "markveg." = fält-, botten- och förnaskikten, s = saknas.

Tid efter bränning (år)	Markskikt (cm)	Δ Totalt förråd (%)	Δ Utbytbart förråd (%)
12 ^a	förna+humus	-18	s
	humus	-17	s
19 ^b	humus	-57	-50
	0–7	+73	-14
24 ^c	markveg.+humus	s	-56
	0–5	s	+33
	5–25	s	+2
	markveg.-25	s	+4
62 ^d	markveg.+humus	-50	s
	0–20	-18	s
	markveg.-20	-20	s
	markveg.-100	-13	s

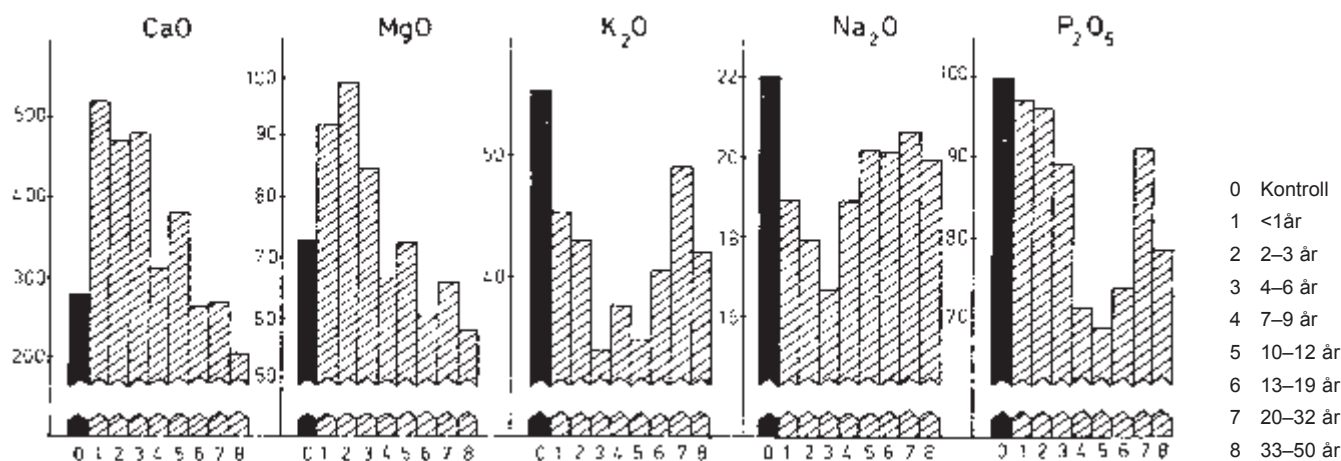
^a Medeltal för fyra hyggesbränningar i Norge (Skoklefeld, 1973).

^b Resultat från ett försök i Ångermanland (Uggla, 1967). Markskiktet 0–7 cm utgör blekjorden.

^c Resultat från ett försök i Ångermanland (Örlander m.fl., 1990). Markskiktet 0–5 cm var humusblandad mineraljord och 5–25 cm mineraljord.

^d Resultat från ett försök i Västerbotten (Sonesson m.fl., 1994). Jordmänen var järnpodsol (J. Sonesson, pers. medd., 1995).

⁴⁰ Skogstypen enligt Cajander (1949) var *Vaccinium* i 54 områden, *Myrtillus* i 29 områden och *Oxalis-Myrtillus* i nio områden.



Figur 9. Totala förråd av baskatjoner och P i humuslagret (F+H) vid olika tider efter hyggesbränning enligt Viro (1970). Totalt undersöktes 92 områden med tillhörande kontroller. Några av åldersklasserna är underrepresenterade, särskilt klassen 33–50 år. "Kontroll" är medelvärde för alla kontroller. 1–8 visar antalet år efter bränning.

Brandens effekter på P är belysta i flera internationella studier. Några veckor efter en spontan skogsbrand i vitgran-, svartgran-, asp- respektive björkskog i Alaska, USA, var förrådet av utbytbar P i markens organiska skikt förhöjt där branden varit lätt (Dyrness m.fl., 1989). Där branden varit hård var förrådet i princip oförändrat i vitgranskogen, medan förrådet i svartgranskogen var 27 gånger större än på kontrollen. I de översta 5 cm i mineraljorden varierade effekterna. Nio månader efter två hyggesbränningar i British Columbia, Canada, var koncentrationen utbytbar P mycket förhöjd i det organiska skiktet ($p < 0,05$) och 0–15 cm i mineraljorden⁴¹ ($p < 0,05$) samt något förhöjd i 15–30 cm ($p < 0,10$) i mineraljorden jämfört med tre månader före brand (Macadam, 1987). Halten av utbytbar P ökade initialt i 0–5 cm av mineraljorden efter spontana skogsbränder i tallskog (*Pinus pinaster* och *Pinus radiata*) i Spanien (Bará & Vega, 1983). Ökningen var statistiskt säkerställd även två år efter bränderna. Di-

rekt efter en het skogsbrand i *P. halepensis*-skog i Israel ökade den totala och vattenlösliga P-halten initialt med 300 % i de översta 2 cm av mineraljorden i brun rendsinajord (Kutiel & Naveh, 1987). I proverna från bränd mark ingick en viss mängd aska.

Kvantitativa förrådsändringar måste ställas i relation till kvalitativa förändringar, vilket i viss mån redan belysts. För P tycks förrådets kvalitativa sammansättning ändras beroende på hur mycket marken hettas upp. I en laboriestudie var halten vattenlös P större i prover som upphettats till 200 °C än i prover som upphettats till 25, 50, 100, 400 respektive 500 °C (White m.fl., 1973). Proverna bestod av förna, mår respektive de översta 4 cm mineraljord från *P. ponderosa*-skog i South Dakota, USA. Ett laborieförsök med kalkrik lerjord⁴² från *P. halepensis*-skog i Israel visade att halten utbytbar P blev nästan dubbelt så hög initialt då proverna upphettades till 250 °C jämfört med då de upphettades till 600 °C (Kutiel & Shaviv, 1989).

Svavel

- Svavelförrådet i markens organiska skikt tycks minska efter hyggesbränning både på kort och lång sikt, medan förrådet i mineraljorden tycks öka på lång sikt enligt två svenska studier.

Vid avsiktliga skogsbränder i *P. taeda*-skog i South Carolina, USA, förlorades mellan 1,4–8,0 kg S ha⁻¹ från markens organiska skikt (Richter m.fl., 1982). I medeltal förlorades 4,8 kg S ha⁻¹, vilket motsvarade 18 % av det totala förrådet. När ett hygge som burit sydbokskog i Nya Zeeland brändes, förlorades 51 % av svavlet i markens organiska skikt då 16 % av det organiska skiktet brann upp (Goh & Phillips, 1990). I de svenska undersökningarna av marker som

hyggesbränts för 24 (Örlander m.fl., 1990) respektive 62 (Sonesson m.fl., 1994) år sedan var det utbytbara respektive totala S-förrådet 60–70 % lägre i markvegetation och humusskikt på de brända ytorna jämfört med kontrollen. I mineraljorden tenderade S-förrådet att vara störst i den brända marken i Örlanders m.fl. (1990) studie. I Sonessons m.fl. (1994) studie var förrådet i mineraljorden mer än dubbelt så stort i den brända marken som i kontrollen (figur 7).

⁴¹ Jordmånen var en Orthic Dystric Brunisol enligt det kanadensiska klassificeringssystemet. Detta är en svagt utvecklad jordmån.

⁴² Lithic XerorthentST.

Katjoner

- Initialt ökar ofta de totala förråden av katjoner i marken (K, Mg, Ca och Mn) p.g.a. att organiskt material ovan jord förbränns och hamnar på markytan.
- Effekten på katjonförråden förändras med tiden till följd av omfördelning och utlakning.

Under en brand frigörs katjoner vid förbränningen av levande och dött växtmaterial och hamnar på markytan i form av aska. En del kan förgasas eller transporteras bort av rök, vind eller vatten i form av aska. Brandens hårdhet, bränslets sammansättning och bränslekonsumtionen påverkar sannolikt den initiala förrådsändringen i marken (jfr. Dyrness m.fl., 1989).

Katjonförrådet i marken kan delas upp i olika fraktioner genom extraktioner med olika lösningsmedel. En brand verkar initialt kunna ge olika effekter på det utbytbara respektive totala förrådet av en viss katjon, både i markens organiska skikt och i mineraljorden. De kemiska förändringar som branden initialt orsakar i markens organiska skikt beror på att växtdelar och humusskikt helt eller delvis förbränns. I mineraljorden beror förändringarna även på hur mineralerna påverkas av temperaturen. White m.fl. (1973) hävdar att många oorganiska beståndsdelar i marken, särskilt delvis vitt-rade glimmermineral och leror, torkar ut redan vid ganska låga temperaturer. Vidare påpekas att uttorkning, jämte en omfördelning av kristallina former bildade vid låg temperatur till former bildade vid hög temperatur, kan öka eller minska lösligheten av P och K från mineralerna. Författarna menar att kemiska förändringar på mineralytorna vid högre temperaturer kan orsakas av alkaliska föreningar eller föreningar inklude-

rade alkaliska jordartsmetaller, som härstammar från de upphettade mineralerna eller från förbränning av organiskt material. Mekanisk vittring, till följd av snabb upphettning och avkylning, nämns också som en faktor som kan påverka frigörelsen av P och K. Författarna undersökte hur upphettning påverkade halten vattenlösligt K i förna-, mår- respektive mineraljordsprover (0-4 cm) från *P. ponderosa*-skog i South Dakota, USA. De fann att halten varierade med upphettningstemperaturen. Den högsta halten vattenlösligt K erhöles oftast från förna- och humusskikt som upphettats till 200 °C medan upphettning till 500 °C oftast minskade halten. I mineraljorden varierade effekterna. Ovanstående beskriver vad som kan ske under själva branden. Då branden upphört påverkar exempelvis nederbörd, mikrobiell aktivitet och återkolonisation av vegetationen markens katjonförråd.

I samband med två hyggesbränningar i British Columbia, Canada, undersökte Macadam (1987) markkemi, bränslemängd och bränslekonsumtion⁴³ och hur dessa variabler var korrelerade med varandra. I det organiska skiktet var halten utbytbar Ca respektive Mg positivt korrelerad med bränslekonsumtionen. Halten utbytbar K var negativt korrelerad med bränningshårdheten. Halten utbytbar Ca, Mg respek-

Tabell 6.

Subjektivt bedömda effekter av hyggesbränning på katjonförrådet i humusskiktet (F+H) i tre nordiska undersökningar. Jämfört med kontrollen betyder: + = större förråd, - = mindre förråd, 0 = oförändrat, s = saknas.

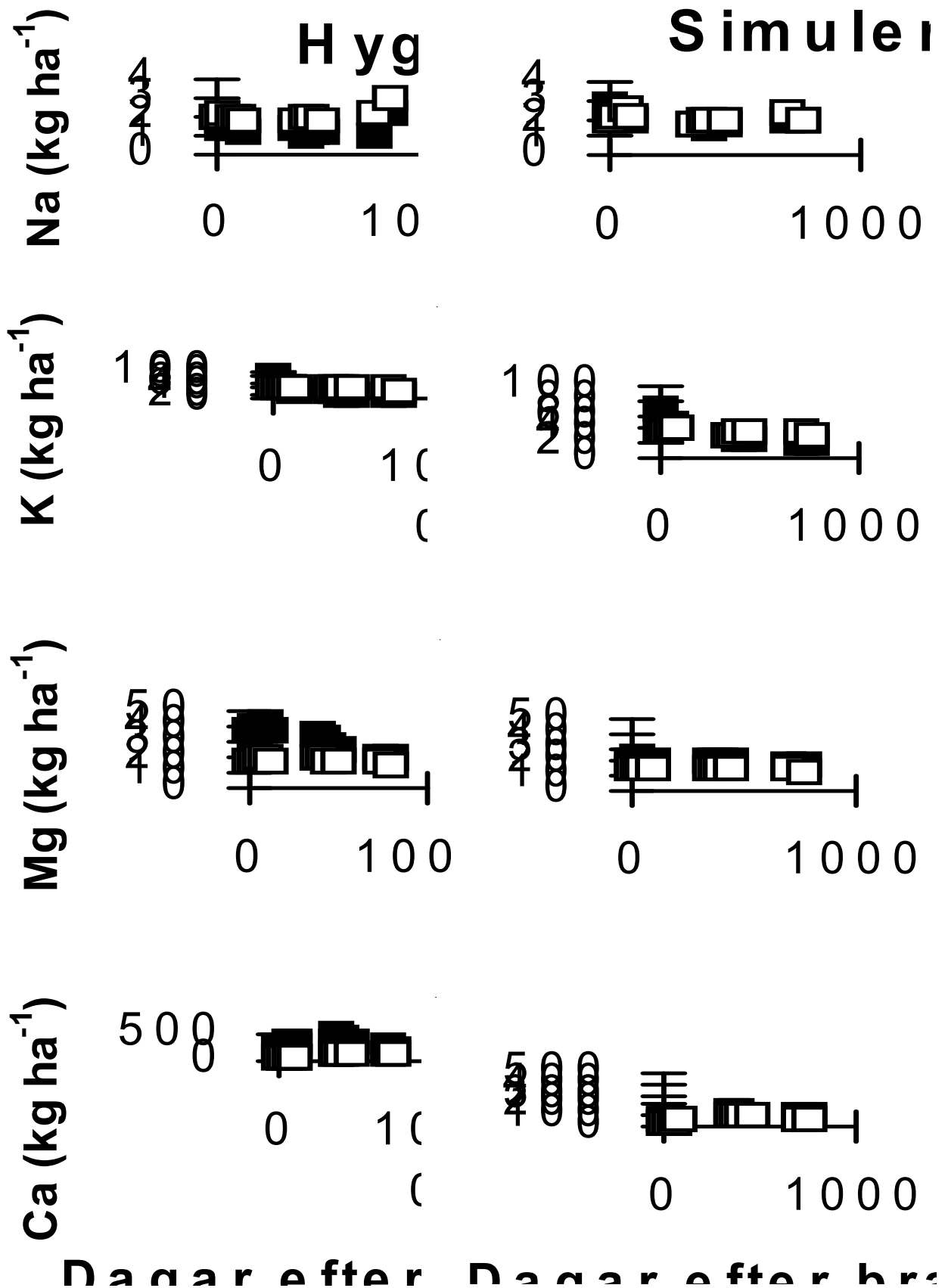
Katjon	Fraktion	Viro (1970) ^a		Skoklefeld (1973) ^b		Pietikäinen & Fritze (1993) ^c	
		<1 år	7-9 år	<1 år	8 år	<1 år	<1 år
Na	totalt	-	-	s	s	s	s
	utbytbar	-	-	s	s	-	-
K	totalt	-	-	+	-	s	s
	utbytbar	0	-	s	s	+ till -	-
Mg	totalt	+	-	+	» 0	s	s
	utbytbar	+	-	s	s	+	+
Ca	totalt	+	+	+	+	s	s
	utbytbar	+	+	s	s	+	+
Mn	totalt	s	s	+	+	s	s
	utbytbar	s	s	s	s	s	s

^a Utbytbara fraktionen bestämdes i extrakt med 1 M ammoniumacetat vid pH = 4,65 och total fraktion efter förbränning i 550 °C med påföljande upplösning i saltsyra.

^b Utbytbara fraktionen bestämdes i extrakt med neutral 1 M ammoniumacetat och total fraktion: uppslutning i 1 del perklorosyra +2 delar salpetersyra. Blandningen löstes i 1 M saltsyra och filtrerades. K och Na bestämdes flammfotometriskt och Ca, Mg och Mn med atomabsorptionsspektrofotometri.

^c Utbytbara fraktionen bestämdes i extrakt av 1 M ammoniumacetat vid pH = 4,65 med atomabsorptionsspektrofotometri.

⁴³ Markprover för kemisk analys togs tre månader före respektive nio månader efter bränning. Uppskattningen av bränslemängder gjordes 1-2 månader före bränning respektive 10 dagar efter.



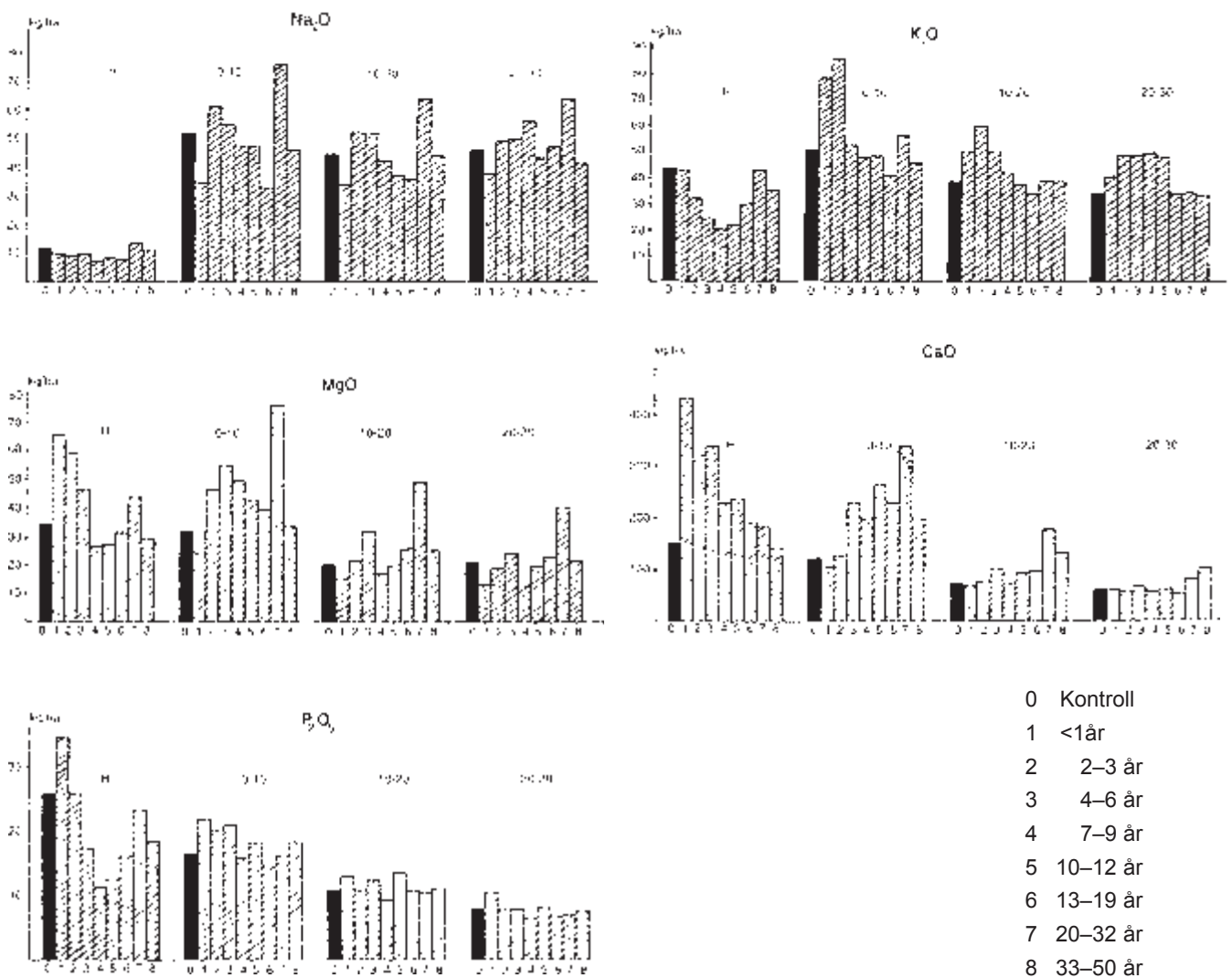
Figur 10. Förråden av utbytbar Na, K, Mg och Ca (extraktion med 1 M ammoniumacetat vid pH = 4,65) i humuslagret (F+H) efter hyggesbränning och simulerad skogsbrand i södra respektive mellersta Finland. Kontrollen för det hyggesbrända området var en angränsande granskog och för den simulerade skogsbranden en tallskog. □ = obränd mark, ■ = bränd mark. Data från Pietikäinen & Fritze (1993).

tive P var inte signifikant korrelerade med bränningshårdheten, ej heller förrådsändringarna av dessa ämnen samt N och utbytbart K, i det organiska skiktet ner till 15 cm i mineraljorden⁴⁴. Endast förrådsändringen av utbytbart Ca var signifikant korrelerad med bränslekonsumtionen. Korrelationen var positiv. Endast förrådsändringen av utbytbart Mg var korrelerad med bränslemängden. Korrelationen var även i detta fall positiv.

I tabell 6 sammanfattas de kort- (<1 år) och långsiktiga (7–9 år) effekterna på katjonförråden av hyggesbränning, enligt undersökningar som gjorts i Finland och Norge. Flera av resultaten redovisas dessutom i sin helhet i figurerna 9–11. Tidsförloppen i Skoklefalds (1973) studie är osäkra p.g.a. stor areell

variation i bränningsintensitet och initiala skillnader i humustjocklek. Författaren menar dock att resultaten är tillräckligt bra för att påvisa tendenser av mer generell karaktär.

Undersökningarna som tabell 6 baseras på är inte helt jämförbara p.g.a. att olika tid förflutit sedan bränning, olika mängd nederbörd fallit vid provtagningstillfällena m.m. Trots detta framträder tydliga mönster. Natriumförrådet var genomgående lägre på de brända ytorna än i kontrollerna medan Ca-förrådet var högre. För ämnen som K, som lätt lakas ut, spelar nederbörden stor roll. Pietikäinen & Fritzes (1993) tidsserie visar att K-förrådet ökar initialt och därefter minskar till under kontrollens nivå. Detta stöds av Skoklefalds (1973) studie och motsägs inte av Viros (1970) studie.



Figur 11.

Utbytbara förråd av baskatjoner och P (extraktion med 1 M ammoniumacetat vid pH = 4,65) i humuslagret (F+H) och mineraljorden vid olika tider efter hyggesbränning enligt Viro (1970). Totalt undersöktes 92 områden som hyggesbränts med tillhörande kontroller. Några av åldersklasserna är underrepresenterade, särskilt klassen 33–50 år. "Kontroll" är medelvärde för alla kontroller. 1–8 visar antalet år efter bränning.

⁴⁴ Jordmänen var en Orthic Dystric Brunisol enligt det kanadensiska klassificeringssystemet. Detta är en svagt utvecklad jordmån.

Att förrådet var minst i bränd mark redan från början i Viros (1970) studie kan bero på att K redan lakats ut då proverna togs. Första provtagningen skedde tidigast en månad efter bränning i Viros (1970) studie, 4–14 dagar i Skoklefalds (1973) studie respektive 1 eller 3 dagar i Pietikäinen & Fritzes (1993) studie. Att K-förrådet i humusskiktet minskade till under kontrollen kan bero på att branden omvandlade K i biomassa till mer lättlösliga föreningar som sedan lakades ut (jfr. Soto & Diaz-Fierros, 1993). Alla katjonerna Na, K, Mg och Ca ökade initialt i Pietikäinen & Fritzes (1993) studie. Därefter minskade Na och K kraftigt medan Mg och Ca förblev förhöjda under nästan tre år. Förutom att Na och K är mer lättörliga i marken än Mg och Ca, kan skillnaden eventuellt bero på att

Na och K bundits i mer lättlösliga föreningar än Mg och Ca (jfr Soto & Diaz-Fierros, 1993).

Även mer långsiktigt tycks Na- och K-förråden kunna förbli lägre i det organiska skiktet jämfört med kontrollen (tabell 7 och 8). För Mg och Mn är mönstret oklart (tabell 9 och 10) medan Ca-förrådet tycks vara förhöjt under lång tid (tabell 11). De långsiktiga effekterna av hyggesbränning på Fe, Cu, Zn och Al enligt två svenska undersökningar (Örlander m.fl., 1990; Sonesson m.fl., 1994) redovisas i tabell 12. Resultaten är ofta motstridiga, vilket kan bero på att det totala förrådet studerats i den ena undersökningen och det utbytbara i den andra, att olika tid förflutit sedan hyggesbränningen, att bränderna eventuellt var olika hårda och att statistisk bearbetning saknas.

Tabell 7–8.

Skillnad i totalt respektive utbytbart förråd av Na respektive K i obränd mark och i mark som hyggesbränts för ≥ 12 år sen. Resultaten är inte statistiskt bearbetade i någon av studierna. I tabellerna 7–12 beräknas Δ enligt $(\text{förråd}_{\text{bränt}} - \text{förråd}_{\text{obränd}}) / \text{förråd}_{\text{obränd}} \times 100$.

Tabell 7. Na

Tid efter bränning (år)	Markskikt ^e	Δ Totalt förråd (%)	Δ Utbytbart förråd (%)
12 ^a	humus	s	-9
24 ^c	markveg.+humus	s	-46
	0–5	s	+3
	5–25	s	+4
	markveg-25	s	+3
62 ^d	markveg.+humus	-7	s
	0–20	-19	s
	markveg.-20	-19	s
	markveg.-100	+3	s

Tabell 8. K

Tid efter bränning (år)	Markskikt ^e	Δ Totalt förråd (%)	Δ Utbytbart förråd (%)
12 ^a	förna+humus	-16	s
	humus	0	-7
19 ^b	humus	-38	-41
	0–7	+40	0
24 ^c	markveg.+humus	s	-48
	0–5	s	+9
	5–25	s	+7
	markveg- 25	s	+7
62 ^d	markveg.+humus	-11	s
	0–20	-50	s
	markveg.- 20	-48	s
	markveg.- 100	-32	s

^a Medeltal för fyra hyggesbränningar i Norge (Skoklefald, 1973).

^b Resultat från ett försök i Ångermanland (Uggla, 1967). Markskiktet 0–7 cm utgör blekjorden.

^c Resultat från ett försök i Ångermanland (Örlander m.fl., 1990). Markskiktet 0–5 cm var humusblandad mineraljord och 5–25 cm mineraljord.

^d Resultat från ett försök i Västerbotten (Sonesson m.fl., 1994). Jordmänen var jämpodsol (J. Sonesson, pers. medd., 1995).

^e Siffror anger cm.

Tabell 9–11.

Skillnad i totalt respektive utbytbar förråd av Mg, Mn respektive Ca i obränd mark och i mark som hyggesbränts för ≥ 12 år sen. Resultaten är inte statistiskt bearbetade i någon av studierna.

Tabell 9. Mg

Tid efter bränning (år)	Markskikt ^e	Δ Totalt förråd (%)	Δ Utbytbar förråd (%)
12 ^a	förna+humus	0	s
	humus	0	+9
24 ^c	markveg.+humus	s	-41
	0–5	s	-66
	5–25	s	+5
	markveg.-25	s	-6
62 ^d	markveg.+humus	+12	s
	0–20	-37	s
	markveg.-20	-36	s
	markveg.-100	+72	s

Tabell 10. Mn

Tid efter bränning (år)	Markskikt ^e	Δ Totalt förråd (%)	Δ Utbytbar förråd (%)
12 ^a	förna+humus	+31	s
	humus	+45	+41
24 ^c	markveg.+humus	s	-30
	0–5	s	-9
	5–25	s	-10
	markveg-25	s	-11
62 ^d	markveg.+humus	0	s
	0–20	-20	s
	markveg.-20	-19	s
	markveg.-100	+2	s

Tabell 11. Ca

Tid efter bränning (år)	Markskikt ^e	Δ Totalt förråd (%)	Δ Utbytbar förråd (%)
12 ^a	förna+humus	+19	s
	humus	+20	+23
19 ^b	humus	+300	+53
	0–7	+90	+97
24 ^c	markveg.+humus	s	-40
	0–5	s	+5
	5–25	s	-12
	markveg-25	s	-11
62 ^d	markveg.+humus	+73	s
	0–20	-35	s
	markveg.-20	-31	s
	markveg.-100	+34	s

^a Medeltal för fyra hyggesbränningar i Norge (Skoklefeld, 1973).

^b Resultat från ett försök i Ängermanland (Uggla, 1967). Markskiktet 0–7 cm utgör blekjorden.

^c Resultat från ett försök i Ängermanland (Örlander m.fl., 1990). Markskiktet 0–5 cm var humusblandad mineraljord och 5–25 cm mineraljord.

^d Resultat från ett försök i Västerbotten (Sonesson m.fl., 1994). Jordmänen var järnpodsol (J. Sonesson, pers. medd., 1995).

^e Siffror anger cm.

Tabell 12.

Skillnad i totalt resp. utbytbar förråd av Fe, Cu, Zn och Al i obränd mark och i mark som hyggesbränts för 24 respektive 62 år sen. Resultaten är inte statistiskt bearbetade i någon av studierna.

Tid efter bränning (år)	Ämne	Markskikt ^d	ΔTotalt förråd (%)	ΔUtbytbar förråd (%)
24 ^a	Fe	markveg.+humus	s	-32
		0-5	s	+0,2
		5-25	s	+5
		markveg.-25	s	+4
62 ^b	Fe	markveg.+humus	0	s
		0-20	-8	s
		markveg.-20	-8	s
		markveg.-100	-2	s
24 ^a	Cu	markveg.+humus	s	-40
		0-5	s	+8
		5-25	s	+47
		markveg.-25	s	+39
24 ^a	Zn	markveg.+humus	s	-55
		0-5	s	+13
		5-25	s	0
		markveg.-25	s	0
62 ^b	Zn	markveg.+humus	-100 ^c	s
		0-20	0	s
		markveg.-20	-10	s
		markveg.-100	+119	s
24 ^a	Al	markveg.+humus	s	-28
		0-5	s	+55
		5-25	s	+10
		markveg.-25	s	+14
62 ^b	Al	markveg.+humus	+54	s
		0-20	-15	s
		markveg.-20	-12	s
		markveg.-100	+52	s

^a Resultat från ett försök i Angermanland (Örlander m.fl., 1990). Markskiktet 0-5 cm var humusblandad mineraljord och 5-25 cm mineraljord.

^b Resultat från ett försök i Västerbotten (Sonesson m.fl., 1994). Jordmänen var järnpodsol (J. Sonesson, pers. medd., 1995).

^c Förrådet på kontrollen var 10 kg Zn ha⁻¹ respektive 0 kg Zn ha⁻¹ i den brända marken.

^d Siffror anger cm.

Katjonbyteskapacitet

Oorganiska såväl som organiska markkolloider har ofta en negativ nettoladdning på ytan till vilken katjoner attraheras. Den totala mängden negativ ytladdning kallas för katjonbyteskapaciteten, T. Två år efter en avsiktlig brand i tallskog i Finland var T i humusskiktet ca 20 % lägre ($p < 0,05$) i marken som bränts än i kontrollen (Fritze m.fl., 1994). Ett år senare var det ingen signifikant skillnad mellan bränd och obränd mark (Fritze m.fl., 1995). Tendensen var dock att T var högre i humusskiktet på den brända marken än i kontrollen. Ett år efter en hyggesbränning i Finland var däremot T 54 % högre än på det obrända hygget (Pietikäinen & Fritze, 1995). Nio månader efter två

hyggesbränningar i British Columbia, Canada, var T i det organiska skiktet⁴⁵ i medeltal 16 % lägre än tre månader före bränning (Macadam, 1987). Om viktminskningen i det organiska skiktet räknades med blev den totala minskningen ca 40-50 %. Macadam (1987) trodde att denna minskning till viss del skulle kompenseras av en ökning av den pH-beroende laddningen, åtminstone under den tid som pH i det organiska skiktet var förhöjt. I mineraljorden var skillnaden före och efter brand oftast liten.

Basmättnadsgrad

Basmättnadsgraden, V, är andelen baskatjoner av T. Som vi sett förändras baskatjonförråden efter brand.

⁴⁵ Jordmänen var en Orthic Dystric Brunisol enligt det kanadensiska klassificeringssystemet. Detta är en svagt utvecklad jordmån.

Förändringarna sker både över tiden och djupet, varför även V i olika markskikt sannolikt också uppvisar ett tidsförlopp efter brand. Detta har mig veterligen inte visats i någon undersökning. Fritze m.fl. (1994, 1995) redovisar dock ögonblicksbilder från två studier i ett försök i Finland. Andra och tredje året efter den avsikliga branden i tallskogen var V i humusskiktet 75 respektive 52 % högre ($p < 0,05$) i marken som bränts än i kontrollen. Nio månader efter två hyggesbränningar i British Columbia, Canada, var V i det organiska skiktet i medeltal 41 % högre än tre månader före bränning (Macadam, 1987).

Omfördelning i markprofilen

I ett inströmningsområde medför det nedåtriktade vattenflödet att ämnen kan omfördelas i markprofilen eller lakas ut. I ett utströmningsområde är risken för utlakning stor. De nordiska markstudier som gjorts har troligtvis uteslutande gjorts i inströmningsområden. Av de ämnen som studerats tycks baskatjonerna vara mest benägna att omfördelas i markprofilen. Viros (1970) undersökning av marker som bränts för olika

antal år sedan tyder på att utbytbart K, Mg och Ca omfördelats i marken med tiden (figur 11). Även i marken i Västerbotten, som bränts 62 år tidigare, har de totala förråden av Na, Mg, Ca och Al sannolikt omfördelats från ytligare till djupare markskikt, medan K tycks ha lakats ut i stor utsträckning (figur 7). Dessa slutsatser förutsätter att kontroll- och brända ytor inte nämnvärt skilde sig åt redan före bränning.

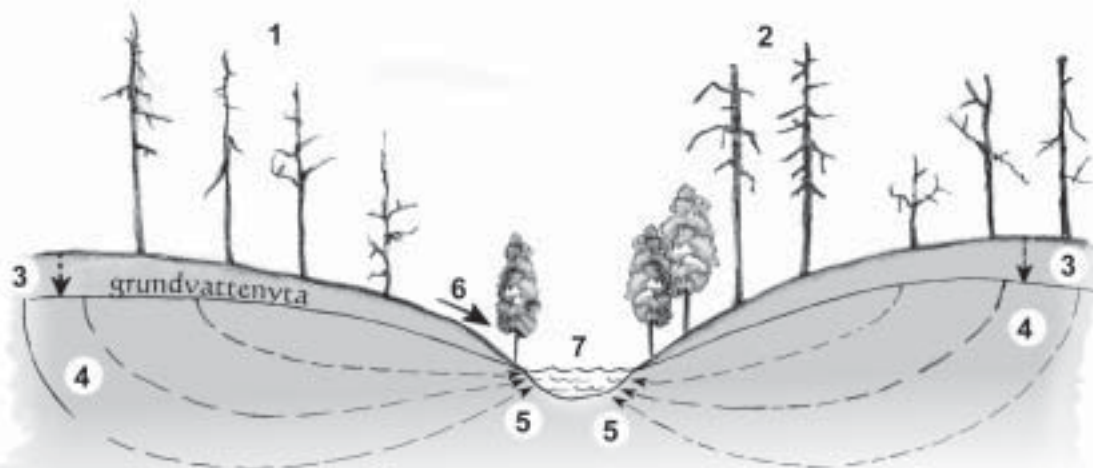
I Viros (1970) undersökning tenderade även utbytbart P att omfördelas i markprofilen, dock ej särskilt tydligt (figur 11). I Sonessons m.fl. (1994) försök var det totala P-förrådet minst i den brända marken från markvegetationen ner till 60 cm i mineraljorden. På 60–100 cm djup var förråden lika i bränd och obränd mark. För B, Fe, Mn, Cu och Zn var de totala förråden på 0–60 cm djup i mineraljorden mindre eller lika i bränd mark som i kontrollen (Sonesson m.fl., 1994). På 60–100 cm djup var emellertid förråden större i den brända marken än i den obrända. Detta kan eventuellt tydas som en omfördelning i profilen. Också det totala förrådet av S tycks ha omfördelats i mineraljorden, förutsatt att endast obetydliga skillnader förelåg redan före bränning (figur 7).

Vatten



Viktiga faktorer för brandens effekter på vattenbalans och vattenkvalitet:

- **var** i avrinningsområdet det brinner
- **andel** bränd areal
- brandens **hårdhet och intensitet**
- **nederbörds**mängd och dess tidsmässiga fördelning efter brand



1. **Bränd vegetation** – transpirerar ej/mindre, ger ett annat mikroklimat, har ett mindre interceptionsmagasin och tar upp ingen/mindre näring ⇒ ökad avrinning och utlakning
2. **Obränd vegetation** – konsumerar vatten och näring, partiklar fastnar i lövverket
3. **Markvatten** – har nyligen passerat lagret med aska, påverkar och påverkas därefter av mikrobiella och mark-kemiska processer
4. **Grundvatten i inströmningsområde** – fylls på med markvatten som passerat asklagret, effekten av askan späds ut
5. **Grundvatten i utströmningsområde** – passerar ytliga markskikt som påverkats av aska och där ren aska kan finnas direkt efter brand
6. **Ytavrinning** – ökad risk för avrinning på markytan p.g.a. minskad infiltrationsförmåga
7. **Vattendrag** – tillförs främst grundvatten men även nederbörd och eventuell ytavrinning (under och närmast efter brand kan aska deponeras, och rökgaser lösa sig, i vattnet)

Figur 12.
Principiell bild över hur främst skogsbrand, men även hyggesbrand, kan påverka vattenbalans och vattenkvalitet i ett avrinningsområde.

Brand påverkar både vattenbalans⁴⁶ och vattenkvalitet, d.v.s. vattnets kemiska och fysikaliska egenskaper. Utlakningen av ett ämne är ett mått på brandens sammanvägda effekt på vattenbalans och vattenkvalitet. Vattenkvaliteten utgör den kemiska och fysikaliska livsmiljön för det akvatiska livet, medan utlakningen beskriver transporten från terrestra ekosystem. Näring kan även transporteras genom vidhäftning till partiklar som transporteras (Tiedemann m.fl., 1979). Detta kommer dock inte att behandlas i föreliggande arbete.

I figur 12 visas principiellt hur en kronbrand, men i viss mån också en hyggesbränning, påverkar vattenbalans och vattenkvalitet. Skogs- och hyggesbränders respektive effekter på vatten bör hållas isär i större utsträckning än de markkemiska effekterna. När det gäller vattenbalansen är det uppenbart att effekterna av en kronbrand inte kan jämföras med effekterna av en mark- eller hyggesbrand, eftersom vegetationens transpirations- och interceptionsförmåga⁴⁷ spelar en nyckelroll. En kronbrand reducerar avdunstningen, ET, i mycket större omfattning än en hyggesbrand. Avverkningen har emellertid redan minskat ET på hygget. Kronbrandens effekt på vattenbalansen är därför intressant att jämföra med effekten av avverkning.

Även när det gäller vattenkvaliteten finns det anledning att skilja på effekterna av skogs- och hyggesbränder (figur 1 och 2). För att kunna bedöma effekterna av hyggesbränning måste avverkningseffekterna kunna skiljas ut. Jag har endast funnit en undersökning som varit upplagd så att det funnits en möjlighet att göra detta, nämligen den av Feller & Kimmins (1984). På grund av utspädning, till följd av ökad avrinning vid avverkning och avrinningsområdenas placering i förhållande till varandra, gick det dock inte heller i den undersökningen att dra några säkra slutsatser om de mer långsiktiga, vattenkemiska effekterna av hyggesbränningen.

Man bör också vara observant på om det brända hygget jämförs med ett hygge där trädresterna lämnats kvar eller tagits bort, dels för att riset bidrar med näring till marken, dels för att riset sannolikt påverkar mikroklimatet gynnsamt med avseende på mineralisering och nitrifikation (Emmett m.fl., 1991). Det finns, så vitt jag känner till, bara en publicerad studie från Norden som belyser brandens effekt på vattenkvaliteten (Renberg m.fl., 1993) och ingen avseende vattenbalansen. De flesta undersökningarna är gjorda i Nordamerika. Det är svårt att avgöra om samma effekter kan förväntas i nordiska ekosystem.

Vattenbalans

- Bränders påverkan på vattenbalansen har inte undersökts i Norden.
- Kronbränder påverkar med största sannolikhet vattenbalansen mer än mark- och hyggesbränder.
- En japansk studie visar att krondroppet ökade efter skogsbrand medan interceptionen minskade.
- Bränder kan medföra att hydrofobiciteten i marken ökar. Detta är dock inte undersökt i Norden.
- Markens infiltrationskapacitet kan minska efter brand p.g.a. ökad hydrofobicitet samt igensättning av makroporer.
- Vattenhalten i humusskiktet var reducerad två år efter en avsiktlig brand i en tallskog i Finland.

Krondropp, interception och stamavrinning

Hur krondropp, interception och stamavrinning påverkas av brand har mig veterligen endast Mitsudera m.fl. (1984) kvantifierat. Nederbörd på öppet fält ($P_{\text{öf}}$), i skog, stamavrinning och vattenföring mättes i obränd och bränd *Pinus densiflora*-skog i Japan under det fjärde året efter en spontan skogsbrand. Trädkronornas projektionsarea var ungefär hälften så stor i den brända skogen som i den obrända. Detta resulterade i ett högre krondropp (94,4 % av årlig $P_{\text{öf}}$) i den brända skogen än i den obrända (83 % av årlig $P_{\text{öf}}$).

Interceptionen beräknades som differensen mellan $P_{\text{öf}}$ och summan av krondropp och stamavrinning. Den årliga interceptionen i bränd och obränd skog motsvarade 3,6 respektive 14 % av $P_{\text{öf}}$. Skillnaden i interception återspeglades i en motsvarande skillnad i årsavrinning. Det var ingen signifikant skillnad mellan stamavrinningen i bränd och obränd skog (2 respektive 3 % av årlig $P_{\text{öf}}$). Enligt författarna berodde detta på att branden jämnade till den tjocka och skrovliga barken så att avrinningen längs stammen underlättades.

⁴⁶ Vattenbalansen för ett avrinningsområde beräknas utifrån nederbörd (P), avrinning (R), avdunstning (ET) och förändring av vattenmagasinet (ΔS) enligt $P = R + ET + \Delta S$.

⁴⁷ Interception är den del av nederbörden som inte når markytan utan fastnar på blad och grenar och sedan avdunstar.

Markfaktorer

Brand påverkar mark och markvatten direkt och indirekt så att flöden och lager av vatten förändras. Markens hydrofobicitet och porositet kan förändras, vilket i sin tur påverkar infiltrationskapacitet, vattenhållande förmåga och vattenhalt (figur 13).

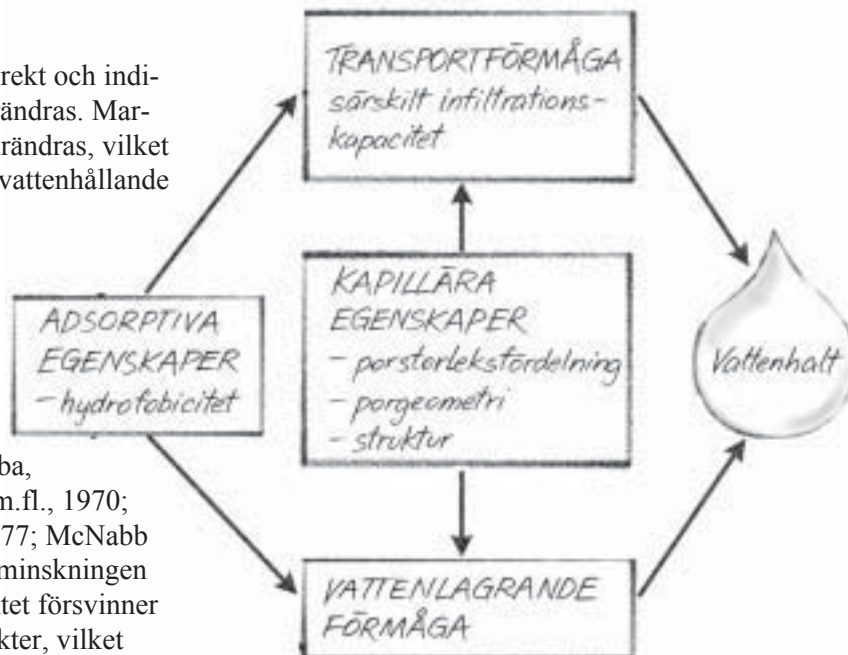
Hydrofobicitet

Markens infiltrationskapacitet kan minska efter brand (Beaton, 1959; Ahlgren & Ahlgren, 1960; Campbell m.fl., 1977; McNabb m.fl., 1989). Detta kan bero på att det bildas hydrofoba, d.v.s. vattenavstötande, skikt (DeBano m.fl., 1970; DeBano m.fl., 1976; Campbell m.fl., 1977; McNabb m.fl., 1989). Beaton (1959) föreslår att minskningen också kan bero på att det organiska skiktet försvinner så att bar jord exponeras för vädrets makter, vilket medför kompaktion och destruktion av markstrukturen.

Det organiska materialet kan, enligt en litteraturoversikt av DeBano (1981), orsaka hydrofoba skikt genom irreversibel torkning (gäller främst ytskiktet på torvjordar), utlakning av organiska ämnen från växtförna till sand och grovkorniga jordar, skiktbildning på mineraljordspartiklar av hydrofoba mikrobiella biprodukter, inblandning av organiskt material i mineraljord (d.v.s. enskilda mineraljordspartiklar behöver inte vara täckta av hydrofoba skikt) samt upphettning av de täckta partiklarna eller den blandade jorden. Upphettningen medför att hydrofoba organiska ämnen förångas och sedan kondenserar där det är svalare (DeBano, 1981).

Faktorer som tycks påverka hydrofobiciteten är jordens vattenhalt vid brandtillfället, andelen organiskt C i det organiska materialet, textur, brandintensitet och bränslets sammansättning (DeBano m.fl., 1976; McNabb m.fl., 1989). Texturen har troligen betydelse genom den specifika ytan (DeBano m.fl., 1970). I grovkorniga jordar kan tjockare hydrofoba skikt bildas än i finkorniga jordar (DeBano m.fl., 1970). Beträffande den kemiska sammansättningen hos de ämnen som orsakar hydrofoba skikt är DeBanos (1981) slutsats att en stor mängd organiska ämnen med okänd sammansättning tycks vara inblandade.

De hydrofoba effekterna kan kvarstå i flera år efter brand. Efter McNabbs m.fl. (1989) lätta till medelhårda hyggesbränning i Oregon, USA, var hydrofobiciteten förhöjd och infiltrationskapaciteten reducerad i ca fem månader⁴⁸. Campbell m.fl. (1977) observerade en viss hydrofobicitet i hårt brända mark även fjärde året efter en spontan skogsbrand i *P. ponderosa*-skog i Arizona.



Figur 13. Några markegenskaper som kan påverkas av brand och sambandet dem emellan. → = påverkar.

Porositet

Förändrad porositet efter brand har rapporterats av flera författare. Tarrant (1956) och Beaton (1959) fann att den makroskopiska (icke kapillära) porositeten i mineraljorden minskade efter brand samtidigt som den mikroskopiska (kapillära) porositeten ökade. Effekten på den totala porositeten varierade. Undersökningarna gjordes på mark som brunnit för 1 (Tarrant, 1956) respektive 2, 8 och 10 år (Beaton, 1959) sedan. Texturen i Tarrants (1956) marker motsvarade ungefär finmo och lätt lera. Även Boyer & Miller (1994) observerade minskad makroporositet i de övre 5 cm av marken⁴⁹ efter upprepad bränning i *P. palustris*-skog i Alabama, USA. Beaton (1959) tror att förbränningen av det organiska skiktet kan vara en orsak till minskad total porositet, vilket skulle leda till att markstrukturen förstörs p.g.a. exponering för vädrets makter. En ytterligare minskning av porositeten skulle enligt Beaton (1959) kunna bero på att porer täpps till av upplöst material. I Tarrants (1956) studie tenderade den makroskopiska porositeten att minska mer ju intensivare branden var. Eftersom hyggesbränder i svenska ekosystem enligt Ugglå (1957) sällan konsumerar hela humusskiktet torde makroporositeten i mineraljorden inte förändras i någon större omfattning i dessa system (jfr. Boyer & Miller, 1994).

⁴⁸ På hygget bildade lövsly ett 2–5 m högt buskskikt. Jordmånen hade utbildats på ett uppsprucket, omvandlat sediment (Typic XerochreptST) och var svagt utvecklad (Brady, 1990).

⁴⁹ Jordarna inom området var ofta rika på finsand. Den vanligast förekommande jordmånen var Grossarenic PaleudultST, som innehåller ett leranriktningsskikt. Denna jordmån utvecklas vanligen under fuktiga förhållanden i varma till tropiska klimat (Brady, 1990).

Vattenhalt

Vattenhalten i markytan minskar under själva branden p.g.a. avdunstning. Liksom för N och hydrofoba ämnen kan en viss mängd vatten transporteras nedåt i marken. Ugglar (1957) fann att vattenhalten i F-skiktet minskade direkt efter hyggesbränning medan vattenhalten i H-skiktet ökade. Hur vattenhalten i bränd mark därefter förändras i förhållande till obränd mark beror sannolikt på många faktorer, t.ex. vilken del av avrinningsområdet respektive markprofilen som avses, förändringar i hydrofobicitet, porositet och marktemperatur, nederbörds klimat och återhämtningshastighet hos vegetationen. Följande arbeten bör ses som exempel på möjliga förlopp.

Under de närmaste månaderna efter en skogsbrand (Campbell m.fl., 1977) och en hyggesbrand (McNabb m.fl., 1989), vilka inträffade i maj respektive juni, var vattenhalten ner till 30 cm djup högst i bränd mark. Under de två följande vegetationsperioderna efter skogsbranden var däremot vattenhalten oftast högst i den obrända skogen (Campbell m.fl., 1977). Båda arbetena kopplade förändringarna till ET, och i det ena fallet (Campbell m.fl., 1977), även avrinningen. Jordmånen i Campbells m.fl. (1977) studie var kalkrik och i McNabbs m.fl. (1989) studie⁴⁸ svagt utvecklad.

I en annan amerikansk undersökning var vattenhalten ner till 12,5 cm lägst i bränd mark åtminstone under det första året efter bränning (Neal m.fl., 1965). Två år efter en avsiktlig brand i tallskog i Finland var vattenhalten i humusskiktet (uttryckt som viktandel) ungefär hälften så hög i bränd mark som i kontrollen (Fritze m.fl., 1994).

Vattenhållande förmåga

På 0–5 cm och 15–20 cm djup i finsand-jord⁵⁰ i *P. palustris*-skog i Alabama, USA, var den vattenhållande förmågan 27 respektive 18 % lägre ($p < 0,05$) i mark som bränts upprepade gånger än i obränd mark (Boyer & Miller, 1994). Den vattenhållande förmågan mättes som skillnaden i vattenhalt mellan 0,03 och 1,5 MPa undertryck, vilket motsvarar $pF = 2,5$ och 4,2 (vissningsgränsen). Mätningarna gjordes på 45 cm³ stora ostörda markproppar (sex proppar per markdjup och behandling i tre block).

Avrinning och vattenföring

Hur avrinning och vattenföring påverkas av brand beror på brandens effekt på ET, interception och infiltrationskapacitet. Som tidigare framgått är stora förändringar av avrinningen endast att förvänta efter kronbränder, inte efter mark- och hyggesbränder. De lokala förhållandena spelar stor roll för effekterna, t.ex. topografi, brandfältets storlek och placering i avrinningsområdet, nederbördsförhållanden och återhämtningshastighet hos vegetationen. Tiedemann m.fl. (1979) har sammanställt ett antal amerikanska undersökningar om hur avrinningsbildning och vattenföring påverkas av brand. De fann att skogsbränder kan leda till en större flödestopp på våren, ökat årsvattenflöde, större toppflöden och ökat basflöde. Effekterna av kronbrand kan närmast jämföras med en kalavverkning. En sammanställning över avrinningsökningar efter kalavverkningsstudier i Sverige ges av Grip (1987).

Vattenkvalitet

- Vattenkemiska effekter av brand är otillräckligt undersökta i Norden, dock ej i andra delar av världen.
- Direkt efter brand har kemiska förändringar observerats i rinnande vatten. Dessa beror troligen på direkt tillförsel av aska och att rökgaser löst sig i vattnet.
- De mest entydiga vattenkemiska resultaten rör fosfor och katjoner. Brand tycks inte nämnvärt påverka fosforhalten i vare sig mark-, grund- eller rinnande vatten, medan katjonhalten ofta tycks öka.
- En studie visar att sulfat- och kloridhalten i rinnande vatten kan öka efter skogsbrand.
- Om beskuggningen till små vattendrag minskas, exempelvis genom brand, ökar vattentemperaturen.

Temperatur

Temperaturen i vattendrag påverkar enskilda organismers tillväxt och respiration samt ekosystemets produktivitet (Allan, 1995). Temperaturen påverkar lösligheten av olika gaser i vattnet, exempelvis O₂ och CO₂ (Allan, 1995). I stora vattendrag betyder skuggan av den strandnära vegetationen sannolikt lite för vattentemperaturen hävdar Allan (1995), eftersom stora

vattenytan exponeras för solen. I små vattendrag har beskuggningen större betydelse för temperaturen. Om vegetationen längs ett vattendrag minskas, exempelvis genom brand eller avverkning, ökar vattentemperaturen. Ökningarna som observerats gällde maximala veckotemperaturer, dygnsvariation (Levno & Rothacher, 1969), maximala dygnstemperaturer under sommaren (Helvey m.fl., 1976), årliga maximitemperaturer (Harr

⁵⁰ Jordmånen var främst Grossarenic PaleudultST. Denna jordmån utvecklas vanligen under fuktiga förhållanden i varma till tropiska klimat (Brady, 1990). Profilen innehåller ett leranrikningsskikt.

& Fredriksen, 1988) och variationen över året (Nakane m.fl., 1983). Effekten avtar i takt med att ny vegetation växer upp. Helvey m.fl. (1976) hävdar att vattenföringsökningen till följd av minskad ET spelar en sekundär men kompenserande roll för hur vattendragets temperatur påverkas då beskuggningen minskar. En ökning av vattenföringen innebär bl.a. att den avrinnande volymen vatten ökar per tidsenhet. Under likartade väderförhållanden medför detta att en större volym vatten får motta en oförändrad mängd solenergi, vilket leder till att vattentemperaturen blir lägre.

Surhet och alkalinitet

I markens ytskikt minskar surheten efter brand, eftersom askan som bildas är starkt basisk. Det ligger nära till hands att tro att denna bastillförsel också minskar surheten i mark- och grundvatten, rinnande vatten samt sjövattnet. Teoretiskt kan dock asktillförseln tillfälligt öka markvattnets surhet om kationer från askan förtränger adsorberade väte- och aluminiumjoner till markvattnet. Ökningen av pH i markens ytlager kan kanske även öka lösligheten hos det organiska materialet i detta lager (jfr Andersson m.fl., 1994) och, efter nedtransport med vatten, därmed pH djupare ner i marken.

Vad visar fältförsöken? Knappt ett år efter en intensiv spontan skogsbrand i ett barrskogsbeväxt bergsområde i staten Washington, USA, var pH-värdet i markvattnet under asklagret 1,2 pH-enheter högre än under det organiska skiktet i den obrunna, beskogade kontrollen (7,86 jämfört med 6,65) (Grier, 1975). På 19 cm djup i mineraljorden var pH-värdet i markvattnet ca 0,2 enheter högre än i kontrollen (6,74 jämfört med 6,50). I medeltal producerade skogsbranden 2 900 kg aska ha⁻¹. Jordmånen⁵¹ hade bildats från vulkaniskt material.

En kanadensisk och en japansk undersökning redovisar minskade pH-värden i avrinnande vatten efter spontana skogsbränder (Bayley m.fl., 1992b; Nakane m.fl., 1983). I en annan kanadensisk undersökning, utförd i samma område i Ontario, minskade inte pH (Bayley & Schindler, 1992). Årsmedelvärdet för pH-värdet i det ena kanadensiska vattendraget minskade från 5,15 före brand till 4,76 två år efter brand (Bayley m.fl., 1992b). Värdet före brand baseras på nio års mätningar. Att effekterna blev olika i de två kanadensiska vattendragen trodde Bayley & Schindler (1992) berodde på att avrinningsområdena innehöll olika mycket bikarbonat och baskatjoner. Bayley m.fl. (1992b) noterade att pH-värdet även minskade efter de första regnen efter perioder med torka (sulfat och

baskatjoner ökade), men responsen efter brand var större och mer långvarig. I vattendraget där pH-värdet minskade efter brand, minskade även den syraneutraliserande förmågan, d.v.s. differensen mellan summan av Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ och Na⁺ och summan av SO₄²⁻, Cl⁻ och NO₃⁻ (Bayley m.fl., 1992b). Samma år som branden inträffade var den syraneutraliserande förmågan 80 % lägre än före brand. Orsaken var att halten sulfat och klorid ökade mer än halten baskatjoner. Oxidationen av organiskt bundet S till sulfat, som troligen skedde under branden, föreslår Bayley m.fl. (1992b) kan vara styrmekanismen för den ökade halten vätejoner (d.v.s. pH-minskningen) och baskatjoner i vattnet. Återhämtningen av pH-värdet och syraneutraliserande förmågan skedde inom ca tre år. Före bränderna var de kanadensiska områdena täckta av barrskog, främst *P. banksiana*.

Den japanska undersökningen pågick endast under ett år, med början 1,5 år efter branden. Detta år var pH-värdet genomgående lägre (upp till ca 1 enhet) i de två vattendragen som dränerade bränd *P. densiflora*-skog än obränd skog. I den japanska undersökningen brann ca 70 % av skogsvegetationen i det ena avrinningsområdet och 98 % i det andra. Minskningen av pH-värdet var störst där branden konsumerat störst andel vegetation. Berggrunden utgjordes mest av granit och jordmånsprofilen var svagt utvecklad (Kusaka m.fl., 1983). Nakane m.fl. (1983) ser bl.a. ökad ytavrinning⁵², och därmed minskad buffring i marken, som en möjlig förklaring till de minskade pH-värdena. Medelalkaliniteten var högst i vattendraget i den opåverkade skogen och lägst i vattendraget som dränerade skogen som brunnit till 98 %.

I ett vattendrag i British Columbia, Canada, undersökte Feller & Kimmins (1984) effekterna av hyggesbränning samma dag som bränningen gjordes. Jordlagret var tunt (50–150 cm), sandrikt och surt (pH = 3,6–5,7). Jordmånen var en podsol⁵³. En timme före hyggesbränningen var pH-värdet 6,8 och alkaliniteten, HCO₃⁻, 12,6 mg l⁻¹. Efter branden ökade både pH och alkalinitet. De högsta värdena uppmättes fem till sex timmar efter branden. Då var pH-värdet 7,4 och alkaliniteten 48,3 mg l⁻¹.

Renberg m.fl. (1993) ger en intressant tillbakablick över hur pH-värdet i sura sjöar i södra Sverige utvecklats under den postglaciala tiden. Genom att studera förekomsten av olika arter av kiselalger i proppar från sjösediment har de kunnat rekonstruera pH-värdet i sjöarna bakåt i tiden. Efter ca 10 000 år av gradvis försurning ökade pH-värdet dramatiskt för ca 2 300–1 000 år sedan. Den sannolika förklaringen till denna pH-ökning anser Renberg m.fl. (1993) vara ökad bas-

⁵¹ Typic VitrandeptST.

⁵² Medellutningen i avrinningsområdena var närmare 30°.

⁵³ Typic HaplorthodST eller "humo-ferric podzol" enligt det kanadensiska klassificeringssystemet.

mättnad i marken och ökat utflöde av baskatjoner och näring från marken till sjöarna p.g.a. människans brukande av marken. Kolrester i sedimenten visar att bränning tidsmässigt sammanföll med pH-ökningen i sjöarna.

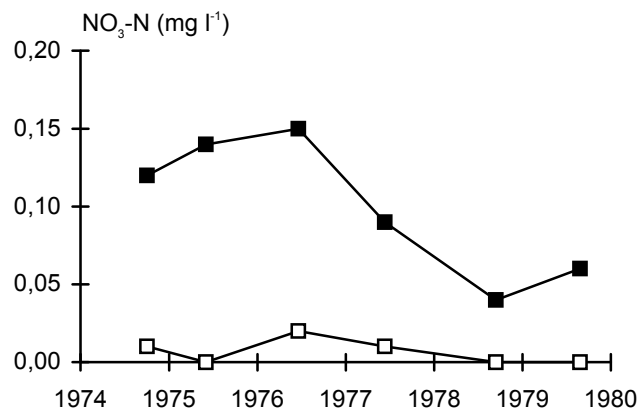
Kväve och fosfor

Enbart avverkning leder ofta till ökad nitrathalt i mark- och avrinnande vatten samt ökad utlakning. Ett bränt hygge måste därför jämföras med ett obränt hygge om avverkningseffekten ska kunna sorteras bort. Vidare spelar närvaron eller frånvaron av hyggesrester på kontrollhygget roll för nitratutlakningen (Emmett m.fl., 1991; Staaf & Olsson, 1994). Resultat rörande nitrathalter i vatten finns redovisade i kapitlet Nitrifikation s. 29.

I figur 14 visas nitrathalten i en kallkälla efter skogsbranden i Reivo-reservatet i Lappland 1966 (G. Wiklander, pers. medd., 1996). Mätningarna påbörjades åtta år efter branden. Under hela mätperioden var halterna högre i det brända området än i skog. Man kan ana ett avtagande med tiden, vilket tyder på att det var branden som orsakat de högre halterna. Halterna var dock genomgående låga, även i det brända området.

I Montana, USA, undersökte Spencer & Hauer (1991) N- och P-halten i två vattendrag samtidigt som en spontan, intensiv skogsbrand drog igenom avrinningsområdena. Under de två första dagarna ökade N-halten från $<0,10 \text{ mg l}^{-1}$ (mätt i bäckar som inte påverkades av branden) till maximalt 0,34 respektive 0,35 mg l^{-1} . Merparten av detta utgjordes av ammonium-N. Halterna återgick till bakgrundsnivån inom några dagar upp till några veckor. Resultat från ett laborieförsök tyder på att haltökningen främst berodde på att brandrök löst sig i vattnet (Spencer & Hauer, 1991). Fosforhalten ökade också kraftigt under de första dagarna men återgick snabbt till bakgrundsnivån. Minskningen var exponentiell. Liksom för N var en stor del av P i löslig form. Orsaken till haltökningen av P berodde troligen främst på urlakning av aska som deponerats direkt i bäcken (Spencer & Hauer, 1991).

Brand tycks inte nämnvärt påverka P-halten i vare sig mark-, grund- eller rinnande vatten. Lewis (1974) noterade ingen påverkan på halterna av fosfat-P i ytligt avrinnande vatten under tre till sju veckor efter en avsiktlig brand i ett tallbestånd i South Carolina, USA. Ingen påverkan observerades heller i ytligt grundvatten som provtogs fem veckor efter branden. I en annan undersökning i South Carolina, USA, erhöles liknande resultat (Richter m.fl., 1982). Flödena av total-P i markvattnet från humusskiktet ner till 60 cm



Figur 14. Nitratkvävehalter i en kallkälla i Reivo-reservatet, där en skogsbrand inträffade 1966 (■), och i närliggande, obränt, äldre skog (□) (G. Wiklander, pers. medd., 1996).

djup i mineraljorden⁵⁴ påverkades obetydligt under det första året efter hyggesbränning i Nya Zeeland (Goh & Phillips, 1990). Flöden beräknades förmodligen utgående ifrån halter och vattenflöden mätt med hjälp av nolltryckslysimetrar.

Resultat från nordamerikanska undersökningar i avrinningsområden tyder på att brand endast i liten omfattning påverkar halten av total-P eller fosfat-P i rinnande vatten (Tiedemann m.fl., 1979; Harr & Fredriksen, 1988; Gottfried & DeBano, 1990). Under tredje till sjätte året efter en spontan skogsbrand i staten Washington, USA, var dock halten av fosfat-P respektive total-P i ett vattendrag som dränerade bränd skog i genomsnitt ca 3 gånger högre än i kontrollvattendraget (Tiedemann m.fl., 1978). Mätningar före branden saknas. Halten av total-P i två vattendrag tenderade att öka även efter skogsbränder i Ontario, Canada (Bayley m.fl., 1992a). I ett annat vattendrag i samma område syntes ingen påverkan.

Sulfat och klorid

Endast ett fåtal studier har inkluderat sulfat i mätprogrammet. Den mest intressanta undersökningen som jag funnit är den av Bayley m.fl. (1992b). Efter en spontan skogsbrand i Ontario, Canada, ökade årsmedelhalten av sulfat i ett vattendrag fyrfaldigt under två år (Bayley m.fl., 1992b). Även efter nio år var halten förhöjd jämfört med före branden (mätningar gjordes under nio år före branden). Orsaken till ökningen ansåg författarna kunde vara att branden oxiderat organiskt S, som bundits i skogsvegetation och mark, vilket sedan lakats ut som sulfat. Också i en nyzeeländsk studie av hyggesbränning i avverkad sydbokskog påverkades sulfat (Goh & Phillips, 1990). Med start fem veckor efter bränning ökade sulfatflödena i

⁵⁴ Jordmånerna var brunjord (InceptisolST), gleyjord (AqueptST), gleyjord rik på organiskt material (PlaciaqueptST) och podsol (SpodosolST).

marken 6–10 gånger men återgick därefter snabbt till samma nivåer som i kontrollen. Flöden beräknades förmodligen utgående ifrån halter och vattenflöden mätt med hjälp av nolltryckslysimetrar.

Bayley m.fl. (1992b) mätte även kloridhalten i vattnet och fann att årsmedelhalten ökade fyrfaldigt samma år som branden inträffade jämfört med tidigare. Kloridhalten var förhöjd även nästa år men återgick därefter till bakgrundsnivån. Författarna tror att ökningen berodde på att klorid frigjordes från vegetationen under branden och sedan lakades ut. Det kan emellertid även vara andra faktorer som påverkar sulfat- och kloridhalten i vattnet. Avverkning, vars effekter delvis påminner om skogsbrandens, kan påverka sulfat- och kloridhalten. I en svensk studie ökade kloridhalten i ett vattendrag efter helträdsavverkning medan sulfathalten minskade jämfört med perioden före (Rosén m.fl., 1996). Utlakningen av båda ämnena ökade dock.

Katjoner

En slutsats, som man kan dra från kapitlet Markkemi, är att brand medför risk för att en viss mängd katjoner lakas ut. Baserat på sju nordamerikanska studier drar Tiedemann m.fl. (1979) slutsatsen att brand tycks medföra ökade halter av Na, K, Mg, Ca och Mn i markvatten och ytligt avrinnande vatten. Efter avsiktliga bränder i *P. taeda*-bestånd i South Carolina, USA, observerades oförändrade baskatjonhalter i ytligt grundvatten under de första fem månaderna (Richter m.fl., 1982). Boerner & Forman (1982) visar att flödena av K, Mg, och Ca till grundvattnet påverkas av skogsbrandens intensitet. Flödena var större efter en högintensiv brand än efter en lågintensiv p.g.a. ett större vattenflöde och, för K och Ca, även högre medelhalter.

Effekterna på katjonhalten i rinnande vatten varierar i de undersökningar som Tiedemann m.fl. (1979)

refererar. Även en senare amerikansk studie av avsiktlig skogsbrand redovisar varierande effekter på baskatjonhalterna i rinnande vatten (Gottfried & DeBano, 1990). I Ontario, Canada, fann Bayley m.fl. (1992b) att årsmedelhalterna av Na, K, Mg och Ca ökade samma år som en spontan skogsbrand inträffade. Halterna var förhöjda under den resterande delen av mätperioden, d.v.s. under nio år.

I Japan undersöktes kemin i ett vattendrag i ett bränt respektive ett obränt avrinningsområde under ett år, med början 1,5 år efter en spontan skogsbrand (Nakane m.fl., 1983). I de två områdena brann 70 respektive 98 % av *P. densiflora*-skogen upp. Det årliga nettoutflödet, d.v.s. utlakning-deposition, av K, Na och Mg ökade efter branden. Ökningen var störst i området där störst andel skog brunnit upp. För Ca var effekten inte entydig.

I ett vattendrag i British Columbia, Canada, undersökte Feller & Kimmins (1984) effekterna av hyggesbränning samma dag som bränningen gjordes. Jordlagret var oftast tunt (50–150 cm), sandrikt och surt (pH = 3,6–5,7). Jordmånen var en podsol⁵⁵. En timme före bränningen var halten K 0,45 mg l⁻¹, Na 1,50 mg l⁻¹, Mg 0,51 mg l⁻¹ och Ca 2,0 mg l⁻¹. Efter bränningen ökade halterna. De högsta värdena uppmättes fem till sex timmar efter bränningen och var 5,40 mg l⁻¹ för K, 1,93 mg l⁻¹ för Na, 1,42 mg l⁻¹ för Mg och 12,6 mg l⁻¹ för Ca. Detta motsvarade ökning på mellan 29 och 1 200 %. Halterna avtog sakta och hade nått samma nivå som före bränningen efter ca fem dagar. Då föll det första regnet (23 mm). Under och efter detta regn ökade de flesta halter i samband med att vattenföringen ökade, utom HCO₃⁻ som minskade och sulfat som var oförändrad. Ökningarna var dock ganska måttliga, och halterna nådde inte de nivåer som observerats under bränningsdagen.

⁵⁵ Typic HaplorthodST eller humo-ferric podzol enligt det kanadensiska klassificeringssystemet.

Diskussion

Ytterligare kunskap behövs

Denna översikt visar att bränder i skogsekosystem innebär omfattande abiotiska förändringar. Dessa kan vara viktiga för hur den fortsatta abiotiska och biotiska utvecklingen kommer att bli, både på land och i vatten. När man utvärderar de abiotiska effekterna av brand från miljösynpunkt (mark och vatten), är det fyra saker man måste beakta, nämligen den areella omfattningen, tidsaspekten och förändringarnas kvantitativa respektive kvalitativa natur. De effekter som man finner vid ett visst tillfälle har både en historia och en framtid. Man bör se effekterna av brand både i ett kort och ett långt tidsperspektiv. För enskilda variabler kommer längden på detta perspektiv att variera, eftersom varaktigheten av olika effekter varierar. Man kan vidga perspektivet ytterligare genom att betrakta effekterna av en brand i relation till områdets hela brandhistoria (jfr. Engelmark et al., 1993).

Trots att forskningen om brandens effekter på skogsekosystemet har pågått länge, och resulterat i ett stort antal vetenskapliga rapporter, saknas viktig kunskap för att kunna göra en sammanvägd bedömning för *nordiska* skogsekosystem. Nedan presenteras områden som är otillräckligt belysta.

- **Tungmetallomsättningen.** Biomassa innehåller en viss mängd tungmetaller som omvandlas till mer lösliga former vid förbränning. Jag har inte funnit någon studie som belyst brandens effekter på tungmetallomsättningen i marken. Detta är en mycket angelägen forskningsuppgift, särskilt i starkt förorenade områden t.ex. runt metallemitterande industrier.
- **Kväveomsättning.** Hur kväve mineralisering, nitrifikation, N_2 -fixering och denitrifikation påverkas av brand är inte tillräckligt belyst, samtidigt som dessa processer är mycket viktiga både från miljö- och skogsproduktionssynpunkt. Gasflödena av NO och N_2O från marken efter brand bör undersökas mot bakgrund av Andersons m.fl. (1988) och Levines m.fl. (1988) resultat från chaparralekosystem.
- **Markens kväveförråd.** Brandens påverkan på markens N -förråd kräver ytterligare studier p.g.a. att de undersökningar som gjorts huvudsakligen varit koncentrerade till humusskiktet. Eftersom N -förlusten från humusskiktet inte enbart tycks ske till atmosfären utan även neråt i markprofilen behövs studier som även belyser förrådsändringarna i

mineraljorden. Framtida studier bör inriktas på både kort- och långsiktiga effekter.

- **Kvantitativa och kvalitativa markförändringar.** Ytterligare kunskap om hur brand påverkar kvantitet och kvalitet på markens organiska och oorganiska material behövs. Kommande studier bör utöver det organiska skiktet inkludera de två till tre översta decimetrarna av mineraljorden för att påvisa eventuell nedtransport i markprofilen både under själva branden och senare, helst under en hel omloppstid.
- **Vattenkemiska effekter.** De kemiska effekterna av brand är otillräckligt undersökta i alla typer av vatten, mark- och grundvatten, rinnande vatten samt sjövattnet. Markvattenstudier kan bidra till att förklara effekterna av brand på processnivå. Studier av rinnande vatten visar brandens sammanvägda effekt på vattenkemin i ett avrinningsområde, vilket har betydelse för livsmiljön i och nedströms vattendraget. Vattenkemiska effekter av brand är dessutom viktiga att känna till så att påverkan på dricksvattens kvaliteten kan bedömas.
- **Hydrologiska effekter.** 1) Hydrofobicitet. Ökar hydrofobiciteten även vid bränder i nordiska skogar? Påverkas markens vattenhållande egenskaper, ex. pF-kurvan? 2) Hur påverkas avrinningen av skogsbrand? De avverkningsstudier som finns kan ge viss vägledning, men faktorer som markens förändrade energibalans och eventuellt ökade hydrofobicitet kan påverka avrinningsmönstret.
- **Biologiska effekter i vattendrag och sjöar.** Det finns, såvitt jag vet, ytterligt få studier som visar hur brand påverkar det akvatiska livet. Detta är angeläget att undersöka mot bakgrund av de diskussioner som rör den biologiska mångfalden.

Efter att ha gått igenom ett stort antal undersökningar är det två saker som jag anser behöver poängteras vad gäller uppläggnings av brandförsök. Det ena är att undersökningarna utformas så att resultaten kan bearbetas statistiskt, det andra är att effekterna av brand renodlas. En viktig faktor att ta hänsyn till i markstudier är den rumsliga, markkemiska heterogeniteten som branden skapar (Tarrant, 1956; Fyles m.fl., 1991). Ett sätt att göra detta är att relatera resultaten till bränningshårdheten. Redan för 40 år sedan påpekade Tarrant (1956) vikten av att ta hänsyn till andelen obränd, lätt bränd och hårt bränd mark vid bedömningen av brännings effekter på markkemin.

Bränning jämfört med återföring av vedaska

I dag diskuteras om, varför, var och hur man ska återföra vedaska till skogsmark. Denna åtgärd har uppenbara likheter med bränder i skogsekosystem. Några viktiga skillnader är dock att återföring av vedaska sannolikt inte påverkar marktemperatur och vattenhalt som bränder gör, att den återförda askan behandlats för att bli mindre löslig, att den återförda askan i högre grad än den naturligt bildade är fullständigt förbränd samt att påverkan av den återförda askan sannolikt blir mer punktförmig i mikroskala än vid brand. Det senare beror emellertid på hur askan behandlats. Om aska sprids i växtlig skog kan vegetationen tillgodogöra sig ämnen i askan i större utsträckning än efter skogsbrand, eftersom vegetationens upptagningsförmåga minskar efter brand. Om aska däremot sprids på ett färskt kalhygge är risken för utlakning stor, men jämfört med hyggesbränning är risken för utlakning ändå mindre. Askans har ju behandlats för att bli mindre löslig och viss fält- och bottenvegetation finns kvar på kalhygget. Detta förutsätter att mängden återförd aska är ungefär lika stor som den mängd som produceras vid hyggesbränningen.

Fritze m.fl. (1994) undersökte hur humusskiktet påverkades av bränning respektive tillförsel av vedaska (1 000, 2 000 respektive 5 000 ton lös aska ha⁻¹). Studien utfördes i ett tallbestånd i Finland. Bränningen gjordes i den stående skogen varvid trädrester från ett angränsande hygge, motsvarande 19 ton torrsubstans ha⁻¹, lades på provytor som sedan brändes. Två år efter behandlingen var pH, halt organiskt material, extraherbart och totalt C, halt ammonium och total-N, katjonbyteskapacitet och basmättnadsgrad relativt lika på ytorna som bränts respektive behandlats med 1 000 kg vedaska ha⁻¹ (p>0,05). De två högre askgivorna avvek mer från bränningsbehandlingen än den lägsta givan. Tillförsel av 1 000 kg aska ha⁻¹ påverkade inte halten mikrobiellt bundet C, ergosterol, respiration eller den metaboliska kvoten i humusskiktet (p>0,05). Bränningen minskade däremot halten mikrobiellt bundet C, ergosterol och respiration samt ökade den metaboliska kvoten.

Hur påverkar bränning växthuseffekten, försurning och eutrofiering?

Bränningar görs både i naturvårdande syfte och för att underlätta föryngringen. Ovanstående genomgång visar att bränder också kan ses ur andra synvinklar. Nedan följer min bedömning av bränning i förhållande till tre stora miljöproblem, nämligen växthuseffekten, försurning och eutrofiering.

Bränning medför att CO₂, och troligen andra växthusgaser, frigörs till luften, vilket på kort sikt är negativt för det globala klimatet. Genom att låta bli att bränna i dag, skjuter man upp CO₂-avgången till luften till senare. Detta bidrar till att ge oss tid för att minska utsläppen av växthusgaser.

Bränning ökar pH i markytan genom att basisk aska bildas. Från vattenvårdssynpunkt kan detta vara positivt på kort sikt. På lång sikt kan försurningen av både mark och vatten öka förutsatt att bränningen inte medför att vittringshastigheten ökar. Huvudorsaken till den potentiella långsiktiga försurningen är att bränningen inte tillför några nya baskatjoner till systemet. De baskatjoner som bidrar till alkaliseringsmarken kommer från biologiskt material vars baskatjoner härstammar från marken. I opåverkad skog cirkulerar näringen i ett relativt slutet kretslopp. En bränning innebär att denna cirkulation radikalt förändras. Baskatjoner riskerar att transporteras bort från marken, eftersom bränningen omvandlar det organiskt bundna katjonerna till mer lösliga, oorganiska föreningar. Detta kan på sikt leda till att försurningen av marken sker snabbare än om bränningen inte genomförs. Vattnets surhet, och känslighet för försurning, torde dock minska under denna period till följd av den ökade tillförseln av alkaniserande ämnen. Därefter torde både mark och vatten vara mer försurade än ett jämförbart, obränt system. Om denna eventuella försurning är försumbar eller inte måste belysas med ytterligare studier.

När det gäller eutrofiering av mark- och vattenekosystem är N och P nyckelämnena. Vid bränder bildas NO_x som transporteras upp i luften. Detta N kommer att falla ner på andra marker och vatten i biologiskt lättillgänglig form. Kväveoxider kan också bildas från luftens N och O om temperaturen är tillräckligt hög (>1 500 °C) eller från luftens N och radikaler som frigjorts från bränslet (McMahon, 1983). Vilken omfattning dessa processer har, kan jag inte bedöma. När det gäller den temperaturberoende bildningen torde denna vara liten, eftersom temperaturen sällan överstiger 1 000 °C vid bränningar (Sandberg m.fl., 1979). För bedömningen av bränningens påverkan på eutrofieringen är det viktiga dock att biologiskt lättillgängliga N-föreningar bildas och transporteras till andra ekosystem. Om den luftburna transporten av P är av betydelse eller inte kan jag inte avgöra. När det gäller eutrofiering av vatten spelar den luftburna och partikelbundna transporten roll samt eventuell utlakning från marken. De få studier som finns visar att det finns risk för att nitrifikationen kommer att öka efter brand. Det tycks emellertid inte vara frågan om några dramatiska effekter. Det senare gäller även P, som begränsar tillväxten i sötvatten. Mer kunskap behövs inom detta område innan en bra bedömning kan göras.

Bränning har som synes inte odelat positiva effekter på de tre miljöproblem som diskuterats. Utöver ovanstående resonemang har den berörda arealen stor betydelse för hur åtgärden ska bedömas. Enligt Naturskyddsföreningens och Världsnaturfondens preliminära kriterier för miljöcertifiering av skogsbruk 1995 ska hygges- eller naturvårdsbränning, räknat över en femårsperiod, utföras på motsvarande minst 5 % av förnygringsarealen på den del av markinnehavet som överstiger 1 000 ha. De fem största markägarna i

Sverige förfogar över ca 8,9 miljoner ha skogsmark (Anonym, 1996). Om man förutsätter att förnygringsarealen är 1 % per år av totala arealen, innebär det att man bör bränna/låta brinna på drygt 4 000 ha per år. Detta är en relativt liten areal. Mot bakgrund av detta tycker jag att man kan acceptera bränning av denna omfattning, trots att viktig kunskap om vissa miljöeffekter fortfarande saknas. Dessa kunskapsluckor bör dock fyllas så snart som möjligt.

Referenser

- Ahlgren, I. F. & Ahlgren, C. E. 1960. Ecological effects of forest fires. *The Botanical Review* 26: 483–533.
- Ahlgren, I. F. & Ahlgren, C. E. 1965. Effects of prescribed burning on soil microorganisms in a Minnesota jack pine forest. *Ecology* 46: 304–310.
- Alexander, M. E. 1982. Calculating and interpreting forest fire intensities. *Canadian Journal of Botany* 60: 349–357.
- Allan, J. D. 1995. *Stream Ecology. Structure and function of running waters*, 388 s. London.
- Almendros, G., González-Vila, F. J. & Martin, F. 1990. Fire-induced transformation of soil organic matter from an oak forest: An experimental approach to the effects of fire on humic substances. *Soil Science* 149: 158–168.
- Anderson, I. C., Levine, J. S., Poth, M. A. & Riggan, P. J. 1988. Enhanced biogenic emissions of nitric oxide and nitrous oxide following surface biomass burning. *Journal of Geophysical Research* 93: 3893–3898.
- Andersson, S., Valeur, I. & Nilsson, I. 1994. Influence of lime on soil respiration, leaching of DOC, and C/S relationships in the mor humus of a Haplic Podsol. *Environment International* 20: 81–88.
- Andreae, M. O. 1991. Biomass burning: Its history, use, and distribution and its impact on environmental quality and global climate. I: Levine, J. S. (red.), *Global biomass burning: Atmospheric, climatic and biospheric implications*, s. 3–21. Massachusetts.
- Anonym, 1981. *Skogsstatistisk årsbok 1979*, 234 s. Jönköping.
- Anonym, 1982. *Tungmetaller och organiska miljögifter i svensk natur*. Bernes, C. (red.), (Monitor 1982, Statens Naturvårdsverk), 176 s. Solna.
- Anonym, 1992a. *Keys to Soil Taxonomy*, 5th edition. (SMSS Technical Monograph nr 19, Agency for International Development, USDA⁵⁶ Soil Conservation Service, Soil Management Support Services), 541 s. Blacksburg.
- Anonym, 1992b. *Nationalencyklopedin*, sjunde bandet, 610 s. Höganäs.
- Anonym, 1993. *Eutrofiering av mark, sötvatten och hav. (Rapport 4134, Naturvårdsverket)*, 199 s. Solna.
- Anonym, 1994. *Skogsordlista, TNC 96. (Tekniska nomenklaturcentralens publikationer nr 96)*, 518 s. Västervik.
- Anonym, 1995a. *Aktionsplan för biologisk mångfald och uthålligt skogsbruk*, 76 s. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Anonym, 1996. *Svensk Skog*, 36 s. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Arnborg, T. 1949. *Från svedjebruk till hyggesbränning. Norrlands Skogsvårdsförbunds exkursionsprogram 1949*. Stockholm.
- Auclair, A. N. D. & Carter, T. B. 1993. Forest wildfires as a recent source of CO₂ at northern latitudes. *Canadian Journal of Forest Research* 23: 1528–1536.
- Aylward, G. H. & Findlay, T. J. V. 1974. *SI Chemical data*, Second edition, 136 s. Hong Kong.
- Bará, S. & Vega, J. A. 1983. Effects of wildfires on forest soil in the northwest of Spain. *Freiburger Waldschutz-Abhandlungen* 4: 181–195.
- Bayley, S. E. & Schindler, D. W. 1991. The role of fire in determining stream water chemistry in northern coniferous forests. I: Mooney, H. A., Medina, E., Schindler, D. W., Schulze, E. D. & Walker, B. H. (red.), *Ecosystem experiments*, s. 141–165. (SCOPE 45) Chichester, U.K.
- Bayley, S. E., Schindler, D. W., Beaty, K. G., Parker, B. R. & Stainton, M. P. 1992a. Effects of multiple fires on nutrient yields from streams draining boreal forest and fen watersheds: Nitrogen and phosphorus. *Canadian Journal of Fish. Aquat. Sci.* 49: 584–596.
- Bayley, S. E., Schindler, D. W., Parker, B. R., Stainton, M. P. & Beaty, K. G. 1992b. Effects of forest fire and drought on acidity of a base-poor boreal forest stream: similarities between climatic warming and acidic precipitation. *Biogeochemistry* 17: 191–204.
- Beaton, J. D. 1959. The influence of burning on the soil in the timber range area of Lac le Jeune,

⁵⁶ United States Department of Agriculture

- British Columbia. 1. Physical properties. *Canadian Journal of Soil Science* 39: 1–5.
- Berg, B. 1986. Nutrient release from litter and humus in coniferous forest soils—a mini review. *Scandinavian Journal of Forest Research* 1: 359–369.
- Bergeron, Y. 1991. The influence of island and mainland lakeshore landscapes on boreal forest fire regimes. *Ecology* 72: 1980–1992.
- Beschta, R. L. 1990. Effects of fire on water quantity and quality. I: Walstad, J. D., Radosevich, S. R. & Sandberg, D. V. (red.), *Natural and prescribed fire in pacific northwest forests*, s. 219–232. Corvallis, Oregon.
- Björkroth, G. & Rosén, K. 1977. Biomassa och näringsmängder på fyra ståndorter. (Projekt Helträdsutnyttjande, PHU Rapport nr 49), 20 s. Uppsala.
- Bock, R. 1979. *A handbook of decomposition methods in analytical chemistry*, 444 s. Edinburgh.
- Boerner, R. E. J. & Forman, R. T. T. 1982. Hydrologic and mineral budgets of New Jersey Pine Barrens upland forests following two intensities of fire. *Canadian Journal of Forest Research* 12: 503–510.
- Boyer, W. D. & Miller, J. H. 1994. Effect of burning and brush treatments on nutrient and soil physical properties in young longleaf pine stands. *Forest Ecology and Management* 70: 311–318.
- Brady, N. C. 1990. *The nature and properties of soils*, 10th edition. New York.
- Bååth, E., Frostegård, Å., Pennanen, T. & Fritze, H. 1995. Microbial community structure and pH response in relation to soil organic matter quality in wood-ash fertilized, clear-cut or burned coniferous forest soils. *Soil Biology and Biochemistry* 27: 229–240.
- Cajander, A. K. 1949. Forest types and their significance. 71 s. I: *Acta Forestalia Fennica* 56. Helsingfors.
- Campbell, R. E., Baker Jr., M. B., Ffolliott, P. F., Larson, F. R. & Avery, C. C. 1977. Wildfire effects on a ponderosa pine ecosystem: An Arizona case study. (Research Paper RM-191, USDA Forest Service), 12 s. Fort Collins.
- Chung, Y.-S. 1984. On the forest fires and the analysis of air quality data and total atmospheric ozone. *Atmospheric Environment* 18: 2153–2157.
- Chýlek, P., Ramaswamy, V. & Cheng, R. J. 1984. Effect of graphitic carbon on the albedo of clouds. *Journal of the Atmospheric Sciences* 41: 3076–3084.
- Clayton, J. L. 1976. Nutrient gains to adjacent ecosystems during a forest fire: An evaluation. *Forest Science* 22: 162–166.
- Covington, W. W. & Sackett, S. S. 1992. Soil mineral nitrogen changes following prescribed burning in ponderosa pine. *Forest Ecology and Management* 54: 175–191.
- Cronan, C. S. & Grigal, D. F. 1995. Use of calcium/aluminium ratios as indicators of stress in forest ecosystems. *Journal of Environmental Quality* 24: 209–226.
- DeBano, L. F., Mann, L. D. & Hamilton, D. A. 1970. Translocation of hydrophobic substances into soil by burning organic litter. *Soil Science Society of America. Proceedings* 34: 130–133.
- DeBano, L. F., Savage, S. M. & Hamilton, D. A. 1976. The transfer of heat and hydrophobic substances during burning. *Soil Science Society American Journal* 40: 779–782.
- DeBano, L. F. 1981. *Water repellent soils: a state-of-the-art*. (General Technical Report PSW-46, USDA Forest Service), 21 s.
- Dyrness, C. T., Van Cleve, K. & Levison, J. D. 1989. The effect of wildfire on soil chemistry in four forest types in interior Alaska. *Canadian Journal of Forest Research* 19: 1389–1396.
- Eaton, F. & Wendler, G. 1983. Some environmental effects of forest fires in interior Alaska. *Atmospheric Environment* 17: 1331–1337.
- Emmett, B. A., Anderson, J. M. & Hornung, M. 1991. The controls on dissolved nitrogen losses following two intensities of harvesting in a Sitka spruce forest (N. Wales). *Forest Ecology and Management* 41: 65–80.
- Eneroth, O. 1928. Bidrag till kännedomen om hyggesbrännings inverkan på marken. *Svenska Skogsårdsföreningens Tidskrift* 26: 685–758.
- Engelmark, O. 1984. Forest fires in the Muddus National Park (northern Sweden) during the past 600 years. *Canadian Journal of Botany* 62: 893–898.
- Engelmark, O. 1987. Fire history correlations to forest type and topography in northern Sweden. *Annales Botanici Fennici* 24: 317–324.
- Engelmark, O., Bradshaw, R. & Bergeron, Y. 1993. Disturbance dynamics in boreal forest: Introduction. *Journal of Vegetation Science* 4: 730–732.
- Eriksson, J. & Börjesson, P. 1991. *Vedaska i skogen – en litteraturstudie*. (FUD-rapport U(B) 1991/46, Vattenfall), 77 s. Älvkarleby.

- Feller, M. C. 1982. The ecological effects of slash-burning with particular reference to British Columbia: A literature review. (Land Management Report nr 13, Ministry of Forests), 60 s. British Columbia.
- Feller, M. C. & Kimmins, J. P. 1984. Effects of clearcutting and slash burning on streamwater chemistry and watershed nutrient budgets in southwestern British Columbia. *Water Resources Research* 20: 29–40.
- Fritze, H., Kapanen, A. & Vanhala, P. 1995. Cadmium contamination of wood ash and fire-treated coniferous humus: Effect on soil respiration. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 54: 775–782.
- Fritze, H., Pennanen, T. & Pietikäinen, J. 1993. Recovery of soil microbial biomass and activity from prescribed burning. *Canadian Journal of Forest Research* 23: 1286–1290.
- Fritze, H., Smolander, A., Levula, T., Kitunen, V. & Mälkönen, E. 1994. Wood-ash fertilization and fire treatments in a Scots pine forest stand: Effects on the organic layer, microbial biomass, and microbial activity. *Biology and Fertility of Soils* 17: 57–63.
- Fyles, J. W., Fyles, I. H., Beese, W. J. & Feller, M. C. 1991. Forest floor characteristics and soil nitrogen availability on slash-burned sites in coastal British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research* 21: 1516–1522.
- Geiger, R. 1971. The climate near the ground, 611 s. Cambridge, Massachusetts.
- Goh, K. M. & Phillips, M. J. 1990. Dynamics of phosphorus, nitrogen and other nutrients in variable charge soils as affected by clearfelled logged and clearfelled logged and burned *Nothofagus* forest. *Transactions 14th International Congress Soil Science, Kyoto*, 2: 222–227.
- Gottfried, G. J. & DeBano, L. F. 1990. Streamflow and water quality responses to preharvest prescribed burning in an undisturbed ponderosa pine watershed. (General Technical Report RM nr 191, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station), 222–228. Fort Collins, Colorado.
- Granström, A. 1991. Elden i människans tjänst. *Skog & Forskning* 4: 6–12.
- Grant, W. D. & West, A. W. 1986. Measurement of ergosterol, diaminopimelic acid and glucosamine in soil: evaluation as indicators of microbial biomass. *Journal of Microbiological Methods* 6: 47–53.
- Grier, C. C. 1975. Wildfire effects on nutrient distribution and leaching in a coniferous ecosystem. *Canadian Journal of Forest Research* 5: 599–607.
- Grip, H. 1987. Avrinningsförändringar efter kalavverkning. *Sveriges Skogsvårdsförunds Tidskrift* 2: 43–49.
- Göransson, A. & Eriksson, A. 1988. Aluminium – ett hot mot våra skogar? (Skogsfakta, Biologi och skogsskötsel nr 55, Sveriges lantbruksuniversitet), 5 s. Uppsala.
- Harr, R. D. & Fredriksen, R. L. 1988. Water quality after logging small watersheds within the Bull Run Watershed, Oregon. *Water Resources Bulletin* 24:5, 1103–1111.
- Helvey, J. D., Tiedemann, A. R. & Fowler, W. B. 1976. Some climatic and hydrologic effects of wildfire in Washington State. *Proceedings of Tall Timbers Fire Ecology Conference* 16–17 oct. 1974. No.15, 201–222. Tallahassee, Florida, USA.
- Hörnsten, L., Nohlgren, E. & Aldentun, Y. 1995. Brand och bränning – en litteraturstudie. (Redogörelse nr 9, SkogForsk), 36 s. Uppsala.
- Ingelög, T., Thor, G. & Gustafsson, L. (red.) 1987. Floravård i skogsbruket – Artedel, 458 s. Jönköping.
- Jalaluddin, M. 1969. Micro-organic colonization of forest soil after burning. *Plant and Soil* 30: 150–152.
- Janson, R. 1996. Ozonbildning vid skogsbränder - en litteraturgenomgång. (Rapport Risk- och miljöavdelningen P23-142/96, Statens räddningsverk), 12 s. Karlstad.
- Johansson, M.-B. 1984. Omsättningshastigheten hos barr- och lövförnor på hygge och bränt hygge jämfört med i slutet bestånd. (Rapporter i skogsekologi och skoglig marklära nr 49, Institutionen för skoglig marklära, Sveriges lantbruksuniversitet), 35 s. Uppsala.
- Johnson, E. A. 1992. Fire and vegetation dynamics: Studies from the North American boreal forest, 129 s. Cambridge.
- Jorgensen, J. R. & Wells, C. G. 1971. Apparent nitrogen fixation in soil influenced by prescribed burning. *Soil Science Society America journal. Proc* 35: 806–810.
- Karlsson-Norrgren, L., Björklund, I., Ljungberg, O. & Runn, P. 1986. Acid water and aluminium exposure: experimentally induced gill lesions in brown trout, *Salmo trutta* L. *Journal of Fish Diseases* 9: 11–25.
- Killham, K. 1990. Nitrification in coniferous forest soils. *Plant and Soil* 128: 31–44.
- Klingsheim, J. M. 1995. Revegetering og jordsmonnutvikling de første årene etter skogbrann på Hopsfjellet i Sveio og Turteråsen i Maridalen.

- Univ. Trondheim Vitensk. mus. Rapp. Bot. Ser. 1995 1.
- Knight, H. 1966. Loss of nitrogen from the forest floor by burning. *Forestry Chronicle* 42: 149–152.
- Knoepp, J. D. & Swank, W. T. 1993. Site preparation burning to improve southern Appalachian pine-hardwood stands: nitrogen responses in soil, soil water, and streams. *Canadian Journal of Forest Research* 23: 2263–2270.
- Kusaka, S., Nakane, K. & Mitsudera, M. 1983. Effect of fire on water and major nutrient budgets in forest ecosystems. I. Water balance. *Japanese Journal of Ecology* 33: 323–332.
- Kutiel, P. & Inbar, M. 1993. Fire impacts on soil nutrients and soil erosion in a Mediterranean pine forest plantation. *Catena* 20: 129–139.
- Kutiel, P. & Naveh, Z. 1987. The effect of fire on nutrients in a pine forest soil. *Plant and Soil* 104: 269–274.
- Kutiel, P. & Shaviv, A. 1989. Effect of simulated forest fire on the availability of N and P in mediterranean soils. *Plant and Soil* 120: 57–63.
- Lavdas, L. G. 1986. An atmospheric dispersion index for prescribed burning. (Research Paper SE-256, USDA Forest Service), 33 s. Southeastern Forest Experiment Station, Asheville, North Carolina.
- Lenoble, J. 1991. The particulate matter from biomass burning: A tutorial and critical review of its radiative impact. I: Levine, J. S. (red.), *Global biomass burning: Atmospheric, climatic and biospheric implications*, s. 381–386. Massachusetts.
- Levine, J. S. (red.) 1991. *Global biomass burning: Atmospheric, climatic and biospheric implications*, 569 s. Massachusetts.
- Levine, J. S., Cofer III, W. R. & Sebacher, D. I. 1988. The effects of fire on biogenic soil emissions of nitric oxide and nitrous oxide. *Global Biogeochemical Cycles* 2: 445–449.
- Levno, A. & Rothacher, J. 1969. Increases in maximum stream temperatures after slash burning in a small experimental watershed. (Research Note PNW-110, USDA Forest Service), 7 s. Pacific North West Forest and Range Experiment Station, Portland, Oregon.
- Lewis Jr., W. M. 1974. Effects of fire on nutrient movement in a South Carolina pine forest. *Ecology* 55: 1120–1127.
- Liem, H., Sandström, M., Carne, A., Blomqvist, L., Thurenius, B. & Rydevik, U. 1983. Studier av utlaknings- och vittringsprocesser för aska från torv- och biomasseförbränning. (Miljökonsekvenser Torv Biomassa Kol nr 23, SNV PM 1775, Statens Naturvårdsverk), 47 s. Solna.
- Lindroth, A. & Grip, H. 1987. Orsaker till avrinning-sökning efter kalavverkning. *Vatten* 43: 291–298.
- Liski, J. & Westman, C. J. 1995. Density of organic carbon in soil at coniferous forest sites in southern Finland. *Biogeochemistry* 29: 183–197.
- Macadam, A. M. 1987. Effects of broadcast slash burning on fuels and soil chemical properties in the Sub-boreal Spruce Zone of central British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research* 17: 1577–1584.
- MacLean, D. A., Woodley, S. J., Weber, M. G. & Wein, R. W. 1983. Fire and nutrient cycling. I: Wein, R. W. & MacLean, D. A. (red.), *The role of fire in northern circumpolar ecosystems*. (SCOPE 18) s. 111–132. Chichester.
- McMahon, C. K. 1983. Characteristics of forest fuels, fires and emissions. *Proceedings of the 76th Annual Meeting of the Air Pollution Control Association* 83–45.1, 24 s. Atlanta.
- McNabb, D. H., Gaweda, F. & Froehlich, H. A. 1989. Infiltration, water repellency, and soil moisture content after broadcast burning a forest site in southwest Oregon. *Journal of Soil and Water Conservation* 44: 87–90.
- Mitsudera, M., Kamata, Y. & Nakane, K. 1984. Effect of fire on water and major nutrient budgets in forest ecosystems. III. Rainfall interception by forest canopy. *Japanese Journal of Ecology* 34: 15–25.
- Nakane, K., Kusaka, S., Mitsudera, M. & Tsubota, H. 1983. Effect of fire on water and major nutrient budgets in forest ecosystems. II. Nutrient balances, input (precipitation) and output (discharge). *Japanese Journal of Ecology* 33: 333–345.
- Neal, J. L., Wright, E. & Bollen, W. B. 1965. Burning Douglas-fir slash: Physical, chemical, and microbial effects in the soil. (Research Paper 1, Forest Research Laboratory, Oregon State University), 32 s. Corvallis.
- Nilsson, L.-O. & Wiklund, K. 1992. Influence of nutrient and water stress on Norway spruce production in south Sweden—the role of air pollutants. *Plant and Soil* 147: 251–265.
- Nilsson, L.-O. & Wiklund, K. 1994. Nitrogen uptake in a Norway spruce stand following ammonium sulphate application, fertigation, irrigation, drought and nitrogen-free-fertilisation. *Plant and Soil* 164: 221–229.
- Nilsson, L.-O. & Wiklund, K. 1995. Nutrient balance and P, K, Ca, Mg, S and B accumulation in a Norway spruce stand following ammonium sulphate application, fertigation, irrigation, drought and N-free-fertilisation. *Plant and Soil* 168–169: 437–446.

- Nohrstedt, H.-Ö. 1983. Natural formation of ethylene in forest soils and methods to correct results given by the acetylene-reduction assay. *Soil Biology and Biochemistry* 15: 281–286.
- Nohrstedt, H.-Ö. 1985. Nonsymbiotic nitrogen fixation in the topsoil of some forest stands in central Sweden. *Canadian Journal of Forest Research* 15: 715–722.
- Nohrstedt, H.-Ö. 1990. Effects of repeated nitrogen fertilization with different doses on soil properties in a *Pinus sylvestris* stand. *Scandinavian Journal of Forest Research* 5: 3–15.
- Nohrstedt, H.-Ö. 1993. Den svenska skogens kvävestatus. (Redogörelse nr 8, SkogForsk), 40 s. Uppsala.
- Norrgren, L., Wicklund Glynn, A. & Malmborg, O. 1991. Accumulation and effects of aluminium in the minnow (*Phoxinus phoxinus* L.) at different pH levels. *Journal of Fish Biology* 39: 833–847.
- Paré, D., Bergeron, Y. & Camiré, C. 1993. Changes in the forest floor of Canadian southern boreal forest after disturbance. *Journal of Vegetation Science* 4: 811–818.
- Persson, T. & Wirén, A. 1995. Nitrogen mineralization and potential nitrification at different depths in acid forest soils. *Plant and Soil* 168–169: 55–65.
- Pietikäinen, J. & Fritze, H. 1993. Microbial biomass and activity in the humus layer following burning: short-term effects of two different fires. *Canadian Journal of Forest Research* 23: 1275–1285.
- Pietikäinen, J. & Fritze, H. 1995. Clear-cutting and prescribed burning in coniferous forest: Comparison of effects on soil fungal and total microbial biomass, respiration activity and nitrification. *Soil Biology and Biochemistry* 27: 101–109.
- Radke, L. F., Stith, J. L., Hegg, D. A. & Hobbs, P. V. 1978. Airborne studies of particles and gases from forest fires. *Journal of the Air Pollution Control Association* 28: 30–34.
- Raison, R. J. 1979. Modification of the soil environment by vegetation fires, with particular reference to nitrogen transformations: a review. *Plant and Soil* 51: 73–108.
- Raison, R. J., Khanna, P. K. & Woods, P. V. 1985. Mechanisms of element transfer to the atmosphere during vegetation fires. *Canadian Journal of Forest Research* 15: 132–140.
- Renberg, I., Korsman, T. & Anderson, N. J. 1993. A temporal perspective of lake acidification in Sweden. *Ambio* 22: 264–271.
- Richter, D. D., Ralston, C. W. & Harms, W. R. 1982. Prescribed fire: Effects on water quality and forest nutrient cycling. *Science* 215: 661–663.
- Riggan, P. J., Lockwood, R. N., Jacks, P. M. & Colver, C. G. 1994. Effects of fire severity on nitrate mobilization in watersheds subject to chronic atmospheric deposition. *Environmental Science & Technology* 28: 369–375.
- Robock, A. 1991. Surface cooling due to smoke from biomass burning. I: Levine, J. S. (red.) *Global biomass burning: Atmospheric, climatic and biospheric implications*, s. 463–476. Massachusetts.
- Rosén, K. 1982. Supply, loss and distribution of nutrients in three coniferous forest watersheds in central Sweden. (Rapport i skogsekologi och skoglig marklära nr 41, Institutionen för skoglig marklära, Sveriges lantbruksuniversitet), 70 s. Uppsala.
- Rosén, K., Aronson, J.-A. & Eriksson, H. M. 1996. Effects of clear-cutting on streamwater quality in forest catchments in central Sweden. *Forest Ecology and Management* 83:237–244.
- Sandberg, D. V., Pierovich, J. M., Fox, D. G. & Ross, E. W. 1979. Effects of fire on air: A state-of-knowledge review. (General Technical Report WO-9, USDA Forest Service), 40 s. Washington.
- Schimmel, J. & Granström, A. 1991. Skogsbränderna och vegetationen. *Skog & Forskning* 4: 39–46.
- Schimmel, J. & Granström, A. 1996. Fire severity and vegetation response in the boreal Swedish forest. *Ecology* 77:1436–1450.
- Schoch, P. & Binkley, D. 1986. Prescribed burning increased nitrogen availability in a mature loblolly pine stand. *Forest Ecology and Management* 14: 13–22.
- Skoklefeld, S. 1973. Virkning av flatebrenning på en del humusegenskaper og på etablering og høydevekst hos gran og furu. (Meddelelser fra det norske skogforsøksvesen nr 119), s. 471–504. Ås, Norge.
- Smith, D. W. 1970. Concentrations of soil nutrients before and after fire. *Canadian Journal of Soil Science* 50: 17–29.
- Sonesson, J., Albrektson, A., Egnell, G., Lundmark, J.-E. & Örlander, G. 1994. Markbehandlingsförsöket på Andersforsheden – Bestånd, markvegetation och markkemi 62 år efter markberedning och bränning. (Arbetsrapport nr 82, Institutionen för skogsskötsel, Sveriges lantbruksuniversitet), 24 s. Umeå.
- Soto, B. & Diaz-Fierros, F. 1993. Interactions between plant ash leachates and soil. *International Journal of Wildland Fire* 3: 207–216.
- Spencer, C. N. & Hauer, F. R. 1991. Phosphorus and nitrogen dynamics in streams during a wildfire. *Journal of North American Benthological Society* 10: 24–30.
- Staaf, H. & Olsson, B. A. 1994. Effects of slash removal and stump harvesting on soil water chemistry

- in a clearcutting in SW Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 9: 305–310.
- Sverdrup, H. & Warfvinge, P. 1993. The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al ratio. (Reports in ecology and environmental engineering 1993: 2, Department of Chemical Engineering II, Lund University), 108 s. Lund.
- Swift Jr., L. W., Elliott, K. J., Ottmar, R. D. & Vihnanek, R. E. 1993. Site preparation burning to improve southern Appalachian pine-hardwood stands: fire characteristics and soil erosion, moisture, and temperature. *Canadian Journal of Forest Research* 23: 2242–2254.
- Tamm, C. O. 1991. Nitrogen in terrestrial ecosystems: Questions of productivity, vegetational changes, and ecosystem stability. (Ecological Studies 81), 115 s. Berlin Heidelberg.
- Tarrant, R. F. 1956. Effects of slash burning on some soils of the douglas-fir region. *Soil Science Society Proceedings* 20: 408–411.
- Tiedemann, A. R. 1987. Combustion losses of sulfur from forest foliage and litter. *Forest Science* 33: 216–223.
- Tiedemann, A. R., Helvey, J. D. & Anderson, T. D. 1978. Stream chemistry and watershed nutrient economy following wildfire and fertilization in eastern Washington. *Journal of Environmental Quality* 7: 580–588.
- Tiedemann, A. R., Conrad, C. E., Dieterich, J. H., Hornbeck, J. W., Megahan, W. F., Viereck, L. A. & Wade, D. D. 1979. Effects of fire on water, A state-of-knowledge review. (General Technical Report WO-10, USDA Forest Service), 28 s. Washington D.C.
- Tolonen, K. 1983. The post-glacial fire record. I: Wein, R. W. & MacLean, D. A. (red.), *The role of fire in northern circumpolar ecosystems* (SCOPE 18), s. 21–44. Chichester.
- Troedsson, T. & Nykvist, N. 1974. *Marklära och markvård*, 403 s. Uppsala.
- Tsuda, S. & Hiratsuka, A. 1991. Soil temperatures at a site burned by a forest fire. *Ecological Review* 22: 85–91.
- Uggla, E. 1957. Mark- och lufttemperaturer vid hyggesbränning samt eldens inverkan på vegetation och humus. *Norrlands Skogsvårdsförbunds Tidskrift* 4: 443–500.
- Uggla, E. 1967. En studie över bränningseffekten på ett tunt råhumustäcke. *Sveriges Skogsvårdsförbunds Tidskrift* 65: 155–170.
- Weber, M. G., McAlpine, R. S., Wotton, B. M., Donnelly, J. G. & Hobbs, M. W. 1995. Prescribed burning and disk trenching effects on early plantation performance in eastern Ontario, Canada. *Forest Ecology and Management* 78: 159–171.
- Wells, C. G., Campbell, R. E., DeBano, L. F., Lewis, C. E., Fredriksen, R. L., Franklin, E. C., Froelich, R. C. & Dunn, P. H. 1979. Effects of fire on soil, A state-of-knowledge review. (General Technical Report WO-7, USDA Forest Service), 34 s. Washington D.C.
- White, E. M., Thompson, W. W. & Gartner, F. R. 1973. Heat effects on nutrient release from soils under ponderosa pine. *Journal of Range Management* 26: 22–24.
- Viereck, L. A. & Schandelmeier, L. A. 1980. Effects of fire in Alaska and adjacent Canada—a literature review. (BLM-Alaska Technical Report nr 6, United States Department of the Interior, Bureau of Land Management), 124 s. Alaska.
- Wikars, L.-O. 1992. Skogsbränder och insekter. *Entomologisk Tidskrift* 113: 1–11.
- Wiklander, G. 1983. Kväveutlakning från bördig skogsmark i södra Sverige. *Kungliga Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift* 122: 311–317.
- Vines, R. G. 1976. Characteristics and behavior of bushfire smoke. In *Air Quality and Smoke from Urban and Forest Fires; Proceedings of International Symposium, 1973*. National Academy of Sciences, Washington, s. 101–104.
- Viro, P. J. 1970. Prescribed burning in forestry. (Communicationes Instituti Forestalis Fenniae nr 67), 49 s. Helsingfors.
- Viro, P. J. 1974. Effects of forest fire on soil. I: Kozłowski, T. T. & Ahlgren, C. E. (red.), *Fire and ecosystems*, s. 7–45. New York.
- Zackrisson, O. & Östlund, L. 1991. Branden formade skogslandskapetets mosaik. *Skog & Forskning* 4/91: 13–21.
- Zackrisson, O., Nilsson, M.-C., and Wardle, D. A. 1996. Key ecological function of charcoal from wildfire in the Boreal forest. *Oikos* 77: 10–19.
- Örlander G., Hallsby, G. & Sundkvist, H. 1990. Överlevnad och tillväxt hos tall (*Pinus sylvestris* (L.)) och gran (*Picea abies* (L.) Karst) samt näringsförhållanden 23 år efter plantering på helplöjd respektive bränd hedmark. (Rapport nr 26, Institutionen för skogsskötsel, Sveriges lantbruksuniversitet), 48 s. Umeå.
- Örlander, G., Westling, O. & Petersson, P. 1994. Markvattnets innehåll av baskatjoner och aluminium och dess påverkan på tillväxt och kådflöde i kraftigt försurad granskog. (IVL Rapport B 1155, Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning), 18 s. Stockholm.

Personliga meddelanden

- Sonesson, J. 1995. SkogForsk, Uppsala.
Weslien, J.-O. 1997. SkogForsk, Uppsala.
Wiklander, G. 1996. Institutionen för skoglig marklära, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.

Skogsproduktion och bränning – några litteraturtips

Följande lista ger exempel på litteratur som tar upp skogsproduktionsaspekten av hyggesbränning.

- Egnell, G., Albrektson, A., Leijon, B., Lundmark, J.-E. & Örlander, G. 1994. Markbehandlingsförsöket på Ruuttirovaheden 56 år efter spadvändning och bränning. (Arbetsrapport nr 83, Institutionen för skogsskötsel, Sveriges lantbruksuniversitet), 22 s. Umeå.
- Hallsby, G. 1995. Hyggesbränningens inflytande på virkesproduktionen i boreala skogar. (Arbetsrapport nr 109, Institutionen för skogsskötsel, Sveriges lantbruksuniversitet), 18 s. Umeå.

- Hörnsten, L., Nohlgren, E. & Aldentun, Y. 1995. Brand och bränning – en litteraturstudie. (Redogörelse nr 9, SkogForsk), 36 s. Uppsala.
- Skoklefald, S. 1973. Virkning av flatebrenning på en del humusegenskaper og på etablering og høydevekst hos gran og furu. (Meddelelser fra det norske skogforsøksvesen nr 119), s. 471–504. Ås, Norge.
- Sonesson, J., Albrektson, A., Egnell, G., Lundmark, J.-E. & Örlander, G. 1994. Markbehandlingsförsöket på Andersförsheden – Bestånd, markvegetation och markkemi 62 år efter markberedning och bränning. (Arbetsrapport nr 82, Institutionen för skogsskötsel, Sveriges lantbruksuniversitet), 24 s. Umeå.
- Örlander G., Hallsby, G. & Sundkvist, H. 1990. Överlevnad och tillväxt hos tall (*Pinus sylvestris* (L.)) och gran (*Picea abies* (L.) Karst) samt näringsförhållanden 23 år efter plantering på helplöjd respektive bränd hedmark. (Rapport nr 26, Institutionen för skogsskötsel, Sveriges lantbruksuniversitet), 48 s. Umeå.