

Ståndorts-/beståndsanpassning av askkvalitet på fastmark – en analys

Hans-Örjan Nohrstedt och Staffan Jacobson

Ämnesord: aska, kvalitet, anpassning, miljöeffekter

SkogForsk – Stiftelsen Skogsbrukets Forskningsinstitut

SkogForsk arbetar för ett långsiktigt, lönsamt skogsbruk på ekologisk grund. Bakom SkogForsk står skogsbolag, skogsägareföreningar, stift, gods, allmänningar, plantskolor, SkogsMaskinFöretagarna m.fl., som betalar årliga intressentbidrag. Hela skogsbruket bidrar dessutom till finansieringen genom en avgift på virke som avverkas i Sverige. Verksamheten finansieras vidare av staten enligt särskilt avtal och av fonder som ger projektbundet stöd.

SkogForsk arbetar med forskning och utveckling med fokus på fyra centrala frågeställningar: Produktvärde och produktionseffektivitet, Miljöanpassat skogsbruk, Nya organisationsstrukturer samt Skogsodlingsmaterial. På de områden där SkogForsk har särskild kompetens utförs även i stor omfattning uppdrag åt skogsföretag, maskintillverkare och myndigheter.

Serien **Arbetsrapport** dokumenterar långliggande försök samt inventeringar, studier m.m. och distribueras enbart efter särskild beställning.

Forsknings- och försöksresultat från SkogForsk publiceras i följande serier:

SkogForsk-Nytt: Nyheter, sammanfattningar, översikter.

Resultat: Slutsatser och rekommendationer i lättillgänglig form.

Redogörelse: Utförlig redovisning av genomfört forskningsarbete.

Report: Vetenskapligt inriktad serie (på engelska).

Handledningar: Anvisningar för hur olika arbeten lämpligen utförs.

ISSN 1404-305X

Innehåll

Sammanfattning och slutsats	3
Variabler vi beaktat	3
Anpassning utifrån avsedda mål med askåterföringen	3
Motverka försurning på kort och lång sikt (mark, vatten)	3
Ersätta/tillföra specifika näringsämnen.....	5
Öka/hindra minskning av skogstillväxten.....	6
Anpassning utifrån negativa miljöeffekter som bör undvikas	7
Nitratbildning, kväveutlakning.....	7
Floraförändringar och skador på vegetationen.....	8
CO ₂ -avgång från marken	9
Miljögifter i skogsmarken	10
Sammanfattande tabell.....	12
FoU-behov	12
Referenser.....	14

Sammanfattning och slutsats

Vi har analyserat om det för olika typer av ståndorter och bestånd finns skäl att variera askans kvalitet och i så fall hur. Vi har utgått ifrån dels väsentliga mål med askåterföringen, dels olika miljörisker.

Vår slutsats är att skälen till en anpassning i de flesta fall är svaga. Oftast är en väl stabiliserad (granulerad/pelleterad) aska att föredra. Lösa, obehandlade askor är det oftast klokt att undvika. Självhårdade krossaskor kan ibland vara bra, men uppvisar mycket varierande kvalitet och är ibland för reaktiva och aggressiva mot vegetationen. Metoder att karakterisera reaktiviteten behöver standardiseras och de som finns i dag är troligen tillräckligt bra.

En produktutveckling för stabiliserad aska skulle behövas av två skäl: 1. Om aska ska kunna användas som fosforgödselmedel i skog med brist på fosfor behöver detta näringsämnes löslighet i askan bli avsevärt högre, 2. Om aska ska kunna användas på hyggen behöver lösligheten för kalium i askan minskas avsevärt, annars går detta ämne till stor del förlorat p.g.a. utlakning.

Vad gäller miljögifter (tungmetaller, cesium, organiska ämnen) bör tillförseln ståndortsanpassas så att den inte blir större än bortförseln. För detta behövs regionala/lokala nyckeltal för halter i aska och bränsle.

Variabler vi beaktat

I vår behovsanalys vad gäller ståndorts/beståndsanpassning av askkvalitéer har vi systematiskt försökt beakta olikheter enligt följande:

Ståndort: surhetsgrad mark, näringsrikedom (N), markfuktighet, markvegetationstyp

Bestånd: ålder – hygge eller bestånd

Askkvalitet: upplösningsförmåga/hastighet (organhalt, hårdhet/härdning/textur), näringsinnehåll, innehåll gifter (tungmetaller, cesium m.m.)

Anpassning utifrån avsedda mål med askåterföringen

Motverka försurning på kort och lång sikt (mark, vatten)

Aska innehåller ämnen med basverkan, d.v.s. förmåga att neutralisera syra. Aska från biobränslen är bl.a. tänkt som ett medel att motverka den försurning som skörd av hela träd åstadkommer, och som i det fall även barr skördas kan vara av samma storleksordning som försurningen p.g.a. surt nedfall (jfr Egnell m.fl. 1998).

MKBarna om aska respektive kalkning (Egnell m.fl. 1998; Johansson m.fl., 1999) har båda bedömt att det inte finns några akuta risker för att beståndens

tillväxt och vitalitet ska påverkas negativt av försurningen (oaktat orsak). Från den synpunkten finns alltså inget behov av snabbverkande askprodukter.

Å andra sidan är redan i dag det avrinnande vattnet i stora områden i södra Sverige mycket surt med höga Al-halter (Westling m.fl., 1992; Hallgren-Larsson & Westling, 1994). Ur vattnets synpunkt finns därmed ett i tiden mer näraliggande behov av motåtgärder. Detta skulle då tala för mer snabbverkande askor. Hittillsvarande studier av vatten har främst gjorts där behandling skett med olika former av stabiliserade askor. Den generella bilden av effekten är att markvatten (oftast på 50 cm djup) inte påverkats tydligt i positiv riktning vad gäller försurningsvariabler som pH och Al (Egnell m.fl., 1998). I något fall har markvattnets Ca-halt dock ökat. En studie har gjorts av en stabiliserad, men snabblöslig aska (Ring m.fl., 1998). Inte heller den visade någon tydlig effekt på markvattnets pH och Al-halt. För bäckvatten i askbehandlade avrinningsområden redovisas som regel mindre och relativt snabba ökning av pH och baskatjoner efter behandling med olika stabiliserade askor (Egnell m.fl., 1998). Den dominerande åsikten är att den positiva effekten beror på att aska hamnat i utströmningsområden nära bäcken. Endast en studie har rapporterats där en snabblöslig aska tillförts ett avrinningsområde (Westling & Hultberg, 1991). De fann ingen positiv effekt av behandling med lös aska tillförd som slurry. Dosen var emellertid relativt låg (0,5 ton/ha). Samtliga utförda studier avser relativt kort tid efter behandling. Som längst redovisas uppföljningar som pågick i sju år.

Sammanfattningsvis finns inget i existerande studier i vatten som tyder på tydligt olika effekter ur försurningshänseende av askor av varierande upplösningsgrad. Emellertid kan möjligen sådana skillnader uppkomma med tiden i och med att tydliga skillnader finns i hur markens ytliga horisonter påverkas.

Olika asktyper (varierande stabilisering) ger mycket olika effekt på markens pH (Egnell m.fl., 1998). Lösa askor i praktiskt relevanta doser kan ge en pH-ökning uppemot 1,5 enhet. En lägre ökning erhålls av krossaska och allra lägst effekt ger pelleterad/granulerad aska, vars effekt ibland är nära noll. Nu är det inte önskvärt med en alltför kraftig pH-ökning i humusen eftersom det kan orsaka miljöproblem (mer om detta längre fram). Å andra sidan får inte effekten vara nästan noll om försurningen ska motverkas. Vissa granulerade askor har varit mycket lite reaktiva och knappast alls påverkat pH eller basmättnaden. I mineraljorden har aska i de flesta doser som tillförts haft ingen eller mycket liten positiv effekt på pH-värdet. För att det genom marken avrinnande vattnet ska påverkas positivt krävs en tydlig förändring i mineraljorden. Detta står då i motsättning till att pH inte får höjas kraftigt i humusen. Egentligen är detta en omöjlig ekvation, vilken möjligen skulle kunna lösas genom en teknisk landvinning så att askan kunde tillföras direkt i mineraljorden utan att samtidigt störa humuslagret.

Sammanfattningsvis: för att inte pH ska bli för högt i humusen krävs stabiliserade askor, men dessa ger ingen tydlig positiv effekt i mineraljorden, vilket skulle krävas för positiv effekt på vattenmiljön. Det innebär att så länge ny tillförselteknik inte finns, bör askan vara stabiliserad. Ett mer effektivt sätt att minska försurningen av ytvatten är att behandla direkt i eller strax intill vattendragen.

Olika omgivningsfaktorer påverkar askans upplösningsgrad, det kan t.ex. gälla pH, fuktighet och temperatur. En och samma aska kan därför antas lösas upp olika snabbt på olika ståndorter. Frågan är inte systematiskt studerad. En studie av Ring m.fl. (1999) visade att samma aska gav en större kortsiktig effekt på markkemin i humuslagret i en gallringsskog än på ett intilliggande hygge. Möjliga förklaringar till detta kan vara ett lägre pH och högre fuktighet i markytan i gallringsskogen än på hygget. Om en viss upplösningshastighet eftersträvas kan därför olika askor teoretiskt behövas för olika ståndorter. En annan observation i nämnda studie var att en aska med hög andel organiskt material gav en tydligare effekt på markkemin i humuslagret än en aska med avsevärt lägre andel. Detta var sannolikt en konsekvens av att det organiska materialet hämmat hårdningen. Om en snabb effekt i humuslagret eftersträvas kan möjligen en aska med hög inblandning vara att föredra. Dock bör det upprepas att den springande punkten för effekten på avrinnande vatten är om mineraljorden påverkas. I det fallet verkar olika förädlingsmetoder av aska sakna större betydelse, effekten är oftast marginell.

Ersätta/tillföra specifika näringsämnen

Markförsurning (oaktat orsak) leder till en minskad mängd tillgängliga bas-katjoner i marken. Även tillgängligheten av fosfor kan minska. Förutom kväve innehåller aska de näringsämnen som fanns i biobränslet, och en återföring av aska kan således kompensera för uttaget. På svensk fastmark finns mycket få tecken på att skogsbestånd i dag lider brist på andra näringsämnen än kväve. I MKBn om helträdsuttag och näringskompensation (Egnell m.fl., 1998) gavs därför lägre prioritet åt att ersätta specifika näringsämnen än att ersätta förlusten av basverkan. Analyser av näringsbudgetar ger emellertid vid handen att situationen långsiktigt kan bli bekymmersam för flera näringsämnen, ibland även vid skörd av endast stam (Olsson, 1996; Egnell m.fl., 1998). Negativa trender för t.ex. P och K i barr har antytts för skogsbestånd i södra Sverige (Aronsson, 1985; Thelin m.fl., 1998).

I och med att det inte finns något akut behov av att snabbt ersätta enskilda näringsämnen så finns ur denna synpunkt således inte heller någon anledning att tillföra aska med snabb upplösning.

Nu varierar ju upplösningshastigheten av olika näringsämnen i aska mycket inom en och samma aska. K har generellt en snabb upplösning och P en mycket långsam (jfr Steenari & Lindqvist, 1997). Studier av extraherbart K i mark efter askgödsling visar oftast små effekter. Detsamma gäller gödsling med K-gödselmedel och tanken har därför väckts att merparten av tillfört K har lakats ut. Emellertid visar både retentionsstudier i mark och studier i vatten att en relativt stor andel av tillfört K blir kvar i ekosystemet under åtminstone flera år efter tillförelse (Nohrstedt, 1998). Orsaken är sannolikt ett initialt upptag i vegetationen. Den höga lösligheten av K i askan har gjort att möjligheten att ”förrådsgödsla” med aska har ifrågasatts. Emellertid verkar det som om vegetationens upptag medför att K trots allt blir kvar i ekosystemet till relativt stor del. I och med detta finns det oftast ingen uppenbar anledning att sätta in konstlade åtgärder för att minska lösligheten av K i askan. En anledning kan dock vara om man vill ha möjligheten att askgödsla på hyggen. Där finns ju till

en början inte mycket vegetation som kan hålla kvar K som därmed riskerar att lakas ut. Askning på hyggen är dock tveksam av andra skäl.

Askans fosfor uppvisar till skillnad från K en mycket låg löslighet i aska. Trots att P ofta nämns som nästa bristämne i sydsvenska granskogar så finns det mycket få publicerade studier över hur askgödsling påverkar mängden växttillgängligt P i marken. Nohrstedt (1997) studerade under ett par år effekten av två krossaskor och fann en viss ökning av extraherbart P endast för en av askorna. En liknande erfarenhet gjorde Ring m.fl. (1999) i en studie av några olika stabiliserade askor. Den som gav tydligast positiv effekt var den med relativt hög andel organiskt material. Från Skogaby-försöket finns flera mätningar som antyder att tillförsel av granulerad aska minskade tillgången på fosfor för vegetationen (Clarholm, 1994; Clarholm & Rosengren-Brinck, 1995). En möjlig orsak till detta hade kunnat vara att en pH-höjning i marken lett till en fastläggning av fosfor i form av kalciumfosfat som översteg frigörelsen från askgranulerna. Emellertid emotsägs en sådan förklaring av att pH i marken inte märkbart förändrats i det aktuella fallet (Lundqvist, 1998). Tillgängligheten på P för träden efter askgödsling har också studerats genom att analysera halter i barr. Blandade resultat har erhållits, såväl ökningar som noll-effekt och minskningar har redovisats (referenser i Egnell m.fl., 1998). Sammanfattningsvis verkar stabiliserade askor kunna variera mycket vad gäller effekten på tillgängligheten av fosfor för vegetationen. På ståndorter där P föreligger i brist måste aska kunna väljas som förbättrar markens P-status. Det behövs därför metoder som kan förutsäga askans kvaliteter därvidlag. Den aktuella typen av ståndorter kan urskiljas med hjälp av barranalys. På ståndorter där P ej föreligger i eller nära brist finns ingen anledning till ”finlir” i valet av askkvalitet. Fosfor har mycket liten benägenhet att lakas ur marken. Från P-hushållningssynpunkt finns därför ingen anledning att undvika att lägga aska på hygget (däremot finns andra anledningar till detta) och således ej heller någon anledning att utveckla särskilda askkvaliteter för detta ändamål.

Öka/hindra minskning av skogstillväxten

Återföring av aska till skogen betingas av en oro för att markförsurningen och den negativa balansen som finns för många näringsämnen långsiktigt ska leda bl.a. till en minskad skogstillväxt. Om en sådan minskning blir verklig bör en askgödsling kunna motverka densamma. På kort sikt anses inte skogstillväxten vara hotad av försurningen och därmed borde inte heller askgödsling påverka skogstillväxten.

Det finns inte så många askförsök i landet på fastmark, men de få som ändå finns antyder en komplex bild av hur skogstillväxten reagerar, en bild som påminner om den som erhållits i försöksverksamhet med kalk. På bördiga marker finns en tendens till att skogstillväxten ibland kan öka med upp till 15 % och på svaga marker minskar den med ungefär lika mycket (Jacobson, 1997a). Emellan dessa ytterligheter sker det troligen en successiv övergång och en gräns mellan positiva och negativa effekter synes gå vid en C/N-kvot i humusen på ca 30. Orsaken till denna olikhet i reaktion har inget med försurningsgraden att göra utan beror på hur kvävet tillgänglighet påverkas. På bördiga marker orsakar aska en nettomineralisering av kväve, medan en immobilisering sker på svaga marker. Varaktigheten i nämnda effekter är dåligt

känd. Möjligen kan riktningen på effekterna ändras efter en längre tid, erfarenheter från några få äldre kalkförsök antyder att så skulle kunna vara fallet.

Finns det då någon anledning och möjlighet att ståndortsanpassa askan med hänsyn till dessa effekter? Ett mål skulle kunna vara att hindra tillväxtförluster p.g.a. askgödslingen på svaga marker, dels därför att skogsägaren gör ekonomiska förluster, dels därför att en minskad skogstillväxt troligen är ett negativt bidrag till växthuseffekten. Emellertid synes det vara så att denna tillväxtminskning erhålles med såväl hårt granulerad aska (Jacobson, 1997a) som snabblöslig krossaska (Ring m.fl., 1998). Det senare resultatet är mycket preliminärt, då det bygger på klavning redan ett par år efter behandling. Av det sagda att döma synes askans upplösningshastighet inte tydligt påverka tillväxtförlusten på svaga marker. Lösa askor har dock inte studerats ännu på svaga marker. För att häva tillväxtförlusten på svaga marker krävs gödsling med kväve.

Anpassning utifrån negativa miljöeffekter som bör undvikas

Nitratbildning, kväveutlakning

Bildning och utlakning av nitrat är processer som kan stimuleras av pH-höjande medel på vissa marker, företrädesvis bördiga marker med C/N-kvoter under 30 i humusen. Processerna är negativa därför att nitratbildning ger markförsurning och lustgasbildning, och därför att utlakat kväve kan bidra till eutrofiering i marina vatten och näringsrika sjöar.

Erfarenheterna från olika försök med aska är blandade vad gäller effekten på nitratbildning i marken (Egnell m.fl., 1998). I de bakomliggande rapporterna finns för lite bakgrundsinformation för att någon slutsats skulle kunna dras om någon speciellt ståndortsfaktor var avgörande för om nitratbildning inducerades av aska. Sannolikt spelar även här humusens C/N-kvot in och risken för nitratbildning är störst vid låga kvoter, vilka företrädesvis finns på bördig skogsmark.

I tre fall (Skogaby, Åled, Tönnersjöheden) där asktillförsel studerades i skog på bördig mark i Halland, vilket är ett svårbedömt område vad gäller nettoeffekter av aska och kalk på kväveutlakning, erhöles ökad potentiell nitratbildning vid inkubation. Det gällde granulerad (Rosén m.fl., 1993), pelleterad (Nohrstedt & Nordlund, 1998) och självhårdad krossaska (Danielsson & Nilsson, 1997). I vare sig Åled (Nohrstedt & Nordlund, 1998) eller ett annat askförsök i Halland, Torup (Eriksson, 1996), har det dock erhållits högre aktuella nitrathalter i marken (d.v.s. vid provtagningen). Detta kan tyda på att eventuellt nitrat som bildas p.g.a. asktillförseln fortfarande assimileras av vegetationen. Markvattenstudier i Torup visar ingen förhöjning av nitrathalter (Ring, 1998). Från Skogaby och Åled finns inga markvattenstudier ännu rapporterade, men provtagningar har nyligen initierats i Åled, ett bestånd som f. ö. har relativt höga bakgrundshalter av nitrat i markvattnet (Nohrstedt m.fl., 1996). Från det aktuella området finns inga redovisade studier av hur nitratbildningen påverkats av lösa askor eller krossaskor. Sannolikt skulle dessa ge större effekter

eftersom de oftast är mer reaktiva. Inom parentes kan nämnas att i försöket Åled har kalk gett en avsevärt högre nitratbildning än den pelleterade askan vid likvärdig (samma teoretiska kalkverkan) giva.

Från slutna skog finns inga rapporter om ökad utlakning av nitrat efter askgödsling, vare sig vad gäller studier av markvatten eller bäckvatten (Egnell m.fl., 1998). Från färskhyggen och plantskog finns några exempel på ökade nitrathalter i markvatten (Ring & Nohrstedt, 1996; Arvidsson & Lundkvist, 1997; Ring m.fl., 1999). Det rör sig om olika stabiliserade askor (pelleterad, kross, granulerad), ingen lös aska fanns med. Det vore enkelt om aska kunde spridas på färskhyggen, men ökad nitratutlakning verkar följa, även om stabiliserade askor används. Därmed synes det föreligga mycket små möjligheter att med en styrning av askkvaliteten förhindra en sådan utlakning. På lite äldre hyggen som planterats varierar dock effekten av krossaska mycket, det finns t. o. m. exempel som indikerat minskade nitrathalter (Arvidsson & Lundkvist, 1997). Sannolikt kan man med mer forskning lära sig skilja ut ståndorter där man kan aska på äldre hyggen eller i plantskog utan att nitratutlakningen ökar.

Floraförändringar och skador på vegetationen

Kvävetillgången är en av de viktigaste ekologiska faktorerna bakom vegetationens sammansättning. Olika arter/grupper är olika effektiva på att konkurrera om kväve och de mest konkurrenskraftiga breder ut sig om tillgången ökar. Floraförändringar som iakttagits i södra Sverige anses till stor del vara betingade av en ökad tillgänglighet på kväve, vilken orsakats av kvävenedfallet. Selektiv betning av stora stammar hjortdjur har troligen också bidragit till stor del.

Som ovan redan nämnts påverkar pH-höjande medel markens kvävedynamik. Kvävemineraliseringen förändras och riktningen beror på ståndortens egenskaper, på bördiga kan den öka och på svaga minska. Nitratbildningen kan öka på bördiga ståndorter, men på svaga finns ingen tydlig påverkan.

En del florainventeringar har gjorts i askförsök, de flesta dock relativt kort tid efter behandling (Egnell m.fl., 1998). Tydliga förändringar i riktning mot en mer nitrofil flora har med något undantag inte observerats. Rühling (1996) rapporterar dock från försök i Skåne om att höga givor lös aska lett till sådana, t.ex. förekomst av hallon och maskros. Lös aska (Gyllin & Kruuse, 1996) och krossaska (Vestin, 1999) har tenderat att ibland öka täckningsgraden av kruståtel, en annan kvävegynnad art.

Brännskador på vegetationen, särskilt mossor, har ibland uppträtt efter behandling med vissa krossaskor i normal dos (Jacobson, 1997b; Kellner & Weibull, 1998). I det senare arbetet antydde att mossorna efter ett par år började återhämta sig. De synliga skadorna försvann och täckningsgraden började återhämta sig. Pelleterade och granulerade askor gav inga skador. Två studier av krossaskor (Nymölla, Perstorp) fann inga tydliga effekter efter några år på täckningsgraden hos de flesta mossorna (Nohrstedt, 1997; Vestin, 1999). Väggmossa minskade dock något av aska Nymölla i studien av Nohrstedt (1997).

Sammanfattningsvis kan särskilt lös aska ge tydlig påverkan på vegetationens artsammansättning och gynna nitrofila arter. Krossaskor kan dock initialt ge brännskador särskilt på mossor, men det är oklart om detta bara gäller vissa krossaskor. Granulerade eller pelleterade askor ger endast relativt små förändringar och är generellt att föredra om skador vill undvikas. Särskilt gäller det på mark där mossor dominerar bottenskiktet. På granmarker i södra Sverige där någon markvegetation knappast finns är krossaskornas reaktivitet mot floran knappast kritisk.

CO₂-avgång från marken

Koldioxidhalten i atmosfären ökar stadigt som resultat av olika mänskliga aktiviteter. Detta förväntas leda till en höjning av jordens medeltemperatur. Den boreala skogen anses ha en betydelse som sänka för koldioxid, vilken då bromsar ökningstakten i atmosfären. I Sverige motsvarar nettoackumuleringen av ved i skogen ca 50 % av utsläppen av koldioxid från förbränning (Eriksson, 1991).

Om skogsbränsle ersätter fossila bränslen kommer detta att vara mycket positivt från växthusgassynpunkt, även om det är osäkert om systemet med helträdsuttag (HTU) och askåterföring är helt koldioxidneutralt (jfr Egnell m.fl., 1998). Om skogsbränsle i stället får ersätta kärnkraft blir det dock viktigare i vilken mån systemet HTU+aska avviker från koldioxidneutralitet. Det är i det fallet önskvärt att askåterföring inte märkbart ökar nettoflödet av koldioxid till atmosfären. Detta kan ske om 1. nedbrytningen av organiskt material i marken ökar, 2. om skogstillväxten minskar.

Lös aska ökar respirationen i marken och minskar dess kolförråd. Detta är visat i flera studier (referenser i Egnell m.fl., 1998). Stabiliserade askor är knappt undersökta i detta avseende. Ingen rapport finns om krossaska. Granulerad aska finns det en studie på och den indikerar inte några tydliga kolförluster från marken. Med tanke på att inte minska markens kolförråd så synes den senare asktypen vara att föredra. Som redan nämnts tidigare kan skogstillväxten på svagare fastmarker troligen minska efter askgödsling, åtminstone under en överskådlig tid. Som då nämndes är underlaget generellt magert och effekten av asktyp dåligt undersökt. Av de få data som finns att döma antyds ingen principiell skillnad därvidlag mellan asktyperna. Det innebär att effekten i marken blir avgörande för valet av asktyp och då är granulerad eller på annat sätt välstabiliserad aska att föredra. På bördiga marker kan en tillväxtökning erhållas, som då motverkar (mer än) en nettoförlust av koldioxid. Målet att undvika kolförluster till atmosfären är generellt och inte kopplat till olika ståndorter eller beståndstyper.

Effekten av askgödsling på nettoflödet av andra växthusgaser (lustgas, metan) till atmosfären sammanhänger med effekten på kväveomsättningen. Om nettomineraliseringen och nitratbildningen ökar riskerar också nettoflödet av dessa växthusgaser att öka. Detta är främst en risk på bördiga, kväverika marker.

Miljögifter i skogsmarken

Skogsmarken innehåller många potentiellt toxiska ämnen, bl.a. tungmetaller och radioaktiva ämnen, i mängder som ofta tydligt överskrider naturliga bakgrunds nivåer. Orsaken till detta är främst olika mänskliga aktiviteter som påverkat skogsmarken via nedfall av luftföroreningar. Tungmetallnedfallet har på senare år minskat kraftigt p.g.a. utsläppsreduktioner, men är ändå i flera fall (Cd, Pb, Hg) så stor att en upplagring fortgår (Anon., 1993). För dessa tungmetaller är halterna i måren dessutom så höga i vissa delar av landet, företrädes i södra delen, att negativa effekter på de biologiska processerna i marken inte kan uteslutas. Tungmetallhalterna i mossor och mår uppvisar stora regionala variationer (Anon., 1987, 1993; Andersson m.fl., 1991). Nedfallet av cesium från Tjernobyl har kontaminerat en stor del av östra Svealand och Norrland (Lindell, 1986). Markbeläggningen har sannolikt en försumbar effekt på biota i skogsmarken, däremot finns det vissa grupper människor för vilka exponeringen via födan bedömts som värd att beakta, t.ex. samer och jägare.

De träd och det biobränsle som tas ur skogen innehåller en mindre del av ekosystemets gifter och skörden innebär därmed ingen betydande avlastning för skogens del. För cesium handlar det om ca 10 %, merparten finns i marken (referenser i Egnell m.fl., 1998). För tungmetallerna saknas det f.n. data för att bedöma mer exakt hur stor andelen är. De miljögifter som finns i skogsbränsle kommer till stor del att återfinnas i den aska som bildas vid förbränningen. MKBn om askåterföring m.m. (Egnell m.fl., 1998) menade att en askåterföring inte långsiktigt bör få öka belastningen av tungmetaller på skogsmarken. Det är också Naturvårdsverkets och Skogsstyrelsens gemensamma policy (Anon., 1994). Sannolikt kommer Strålskyddsinstitutet att förorda en liknande grundregel för cesium, troligen i kombination med en högsta tillåtna aktivitetskoncentration (5–10 kBq/kg aska har diskuterats). SSI har ambitionen att komma ut med rekommendationer under 1999.

För att det ska vara möjligt att leva upp till intentionen att någon nettoupplagring inte får förekomma måste såväl bränsleuttagets som askans innehåll av tungmetaller eller cesium vara kända. F. n. är det som sagt ont om data över tungmetaller i skogsbränsle, varför uttagets storlek svårligen låter sig skattas med någon högre precision. Med i framtiden bättre underlag torde detta dock vara möjligt. Med kännedom om askans halt kan då en lämplig dos beräknas. I princip behövs ingen regel som preciserar en högsta halt tungmetaller eller cesium. Men i och med att askåterföringen bör anpassas i första hand till uttaget av basverkan, innebär det att askans innehåll av miljögifter inte kan avvika särskilt mycket uppåt från normalvärden i en region innan en signifikant nettotillförsel uppstår.

Vad gäller tungmetaller finns det flera studier som antyder en ökad initial (1–2 år) biologisk tillgänglighet hos vissa av dessa efter askgödning (Egnell m.fl., 1998). Det gäller främst Cd och Zn och effekten finns redovisad för lös aska, krossaska och granulerad aska. Det är inte klarlagt om askan är ursprunget till tungmetallerna eller om dessa mobiliserats från marken genom jonbyte p.g.a. asktillförseln. Det varierar sannolikt beroende på vilken metall som avses. Även om det inte är systematiskt studerat så torde lös aska riskera att ge större effekter än stabiliserad aska på tungmetallers tillgänglighet, förutsatt samma ursprungsaska. Det gäller oaktat om askan eller marken är ur-

sprunget till de tungmetaller som påvisats i förhöjda halter i biota och markvatten. Av denna anledning torde väl stabiliserade askor vara att föredra.

I askor från biobränsle förekommer olika organiska miljögifter såsom PAH, PCB och möjligen också dioxiner (Egnell m.fl., 1998). Dessa kan dels emanera från bränslet, dels bildas vid förbränningen. Flöden och effekter av dessa miljögifter i samband med uttag av skogsbränsle och återföring av aska är i stort sett okända och MKBn efterlyste mer kunskaper inom detta område. I vad mån någon ståndortsanpassning är lämplig med hänsyn till askors innehåll av dessa miljögifter är det för tidigt att uttala sig om.

Sammanfattningsvis: En ståndortsanpassning av askkvalitet när det gäller miljögifter innebär att tillförseln långsiktigt ej bör överstiga uttaget. Det innebär att det måste finnas åtminstone regional information om innehållet i bränsle och aska så att det kan bedömas att balans råder. Eftersom askåterföring bör utgå från askans kalkverkan innebär det att stora avvikelser uppåt från normalhalter av askans innehåll av miljögifter inte kan rekommenderas. Askans formulering kan ha betydelse för effekten vad gäller miljögifter, men detta är inte systematiskt studerat i någon egentlig omfattning. Vår bedömning är att stabiliserade askor generellt är att föredra framför obehandlad aska av den anledning att akuta effekter i form av snabbt ökad biotillgänglighet sannolikt uppstår då de senare används.

Sammanfattande tabell

Aspekt	Behov av bestånds- eller ståndortsanpassning av askkvalitet	Kommentar
Försurning	Inget behov. Däremot förordas en väl stabiliserad aska för marken, medan askans formulering verkar egal för effekter i vatten (när askan läggs i inströmningsområden).	Lösa eller dåligt stabiliserade krossaskor kan ge för höga pH-värden i humusen.
Näringskompensation	Vid P-brist: aska med bättre tillgänglighet för P. På färska hyggen: aska med minskad tillgänglighet för K.	De flesta av dagens olika stabiliserade askor har mycket låg löslighet för P och motsatsen för K.
Skogsproduktion	Inget behov. Askans formulering verkar sakna effekt.	Saknas dock bra jämförande studier på en och samma plats.
Nitratbildning och -utlakning	I kväverika områden* och på färska hyggen troligen lämpligt med granulerad eller pelleterad aska, i övrigt troligen egal.	Inga erfarenheter dock av krossaskor eller lösa askor i angivna områden.
Floraförändringar och skador på vegetation	Lösa askor och dåligt stabiliserade krossaskor undviks i kväverika områden och på mossbeväxt mark.	Ont om jämförande studier på olika typer av krossaska.
Växthusgaser	Granulerad eller pelleterad aska är troligen generellt att föredra.	Lös aska ökar avgången av koldioxid från marken. Krossaska ej studerad.
Miljögifter	Tillförseln bör långsiktigt ej överstiga uttaget. Kräver data om halter i bränsle och aska. Väl stabiliserad aska troligen att föredra generellt.	Effekten av olika asktyper ej systematiskt jämförda. Organiska miljögifter ej studerade.

* C/N-kvot i humus <30, N-halt i årsbarr >14 mg/g

FoU-behov

Vi har identifierat några områden där vi anser att det behövs forsknings- och utvecklingsarbete:

1. Askors och bränslens innehåll av olika miljögifter bör beskrivas med högre regional och lokal upplösning. Nyckeltal bör tas fram. Data om organiska miljögifter saknas nästan helt. Syftet är att en nettotillförsel till skogen ska undvikas.
2. Vissa växtliga granbestånd i södra Sverige anses ligga nära fosforbrist. En sådan kan möjligen utvecklas framöver. Om aska ska kunna användas som ett fosforgödselmedel, med verkan inom överskådlig sikt, bör det undersökas om tillgängligheten för fosfor i aska kan förbättras.
3. I de flesta av dagens askor är lösligheten för kalium mycket hög. Samtidigt finns en vilja hos flera aktörer att lägga aska på hyggen eller i plantskog. Om man gör så riskerar en stor del av tillfört kalium att gå förlorat innan det assimileras av vegetation. Nu är askning på hyggen tveksam av andra

skäl (ökad nitratutlakning). Om man kan hitta situationer där aska kan läggas utan risk för ökad nitratutlakning, blir emellertid den höga lösligheten för kalium ett problem. Då skulle metoder att reducera densamma behövas. Dylåka insatser bör dock väntas med till man ser om man kan aska färska hyggen utan risk för nitratutlakning.

4. Enstaka studier har konstaterat initiala brännskador på vegetation av ett par krossaskor. Fler studier bör göras för att se om det är ett generellt problem eller om det är begränsat till vissa askor med avgränsbara egenskaper.
5. Några äldre försök med krossaska bör studeras med avseende på markens kolomsättning och -förråd.
6. Några nya försök bör läggas upp där effekten av flera asktyper (granul, pellet, kross, lös) på skogsproduktionen kan jämföras på ett och samma ställe. En spridning i bördighet bör eftersträvas.

Referenser

- Andersson, A., Nilsson, Å. & Håkanson, L. 1991. Metal concentrations of the mor layer. Naturvårdsverket, Rapport 3990. Stockholm. 85 s.
- Anon. 1987. Tungmetaller – förekomst och omsättning i naturen. Naturvårdsverket, Monitor 1987. Stockholm. 182 s.
- Anon. 1993. Metallerna och miljön. Naturvårdsverket, Rapport 4135. Stockholm. 202 s.
- Anon. 1994. Biobränsle – aska i kretslopp. Naturvårdsverket Informerar, Temafakta Mark och grundvatten, juni 1994. Solna. 12 s.
- Aronsson, A. 1985. Trädens växtnäringstillstånd i områden med skogsskador. SLU, Skogsfakta Konferens Nr 8. Uppsala. s. 51–54.
- Arvidsson, H. & Lundkvist, H. 1997. Effekter av härdad vedaska till fastmark under hyggesfasen. SLU, Inst f ekologi och miljövard. Uppsala. Manus. 22 s.
- Clarholm, M. 1994. Granulated wood ash and a “N-free” fertilizer to a forest soil – effects on P availability. *Forest Ecology and Management* 66, 127–136.
- Clarholm, M. & Rosengren-Brink, U. 1995. Phosphorus and nitrogen fertilization of a Norway spruce forest – effects on needle concentrations and acid phosphatase activity in the humus layer. *Plant and Soil* 175, 239–249.
- Danielsson, B.-O. & Nilsson, T. 1997. Återföring av självhärdad krossaska. Vattenfall Utveckling AB, Rapport 1997/7. Stockholm. 31 s.
- Egnell, G., Nohrstedt, H.-Ö., Weslien, J., Westling, O. & Örlander, G. 1998. Miljökonsekvensbeskrivning av skogsbränsleuttag, asktillförsel och övrig näringskompensation. Skogsstyrelsen, Rapport 1 1998. Jönköping. 170 s.
- Eriksson, H. 1991. Sources and sinks of carbon dioxide in Sweden. *Ambio* 146–150.
- Eriksson, H. 1996. Short-term effects of granulated wood ash on forest soil chemistry in SW and NE Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research, Supplement* 2, 43–55.
- Gyllin, M. & Kruuse, A. 1996. Effekter på floran efter tillförsel av ved- och blandaska. NUTEK Rapport R 1996:36. Stockholm. 23 s + 4 s bilaga.
- Hallgren-Larsson, E. & Westling, O. 1994. Luftföroreningar i södra Sverige. IVL-Rapport B 1150. Aneboda. 60 s.
- Jacobson, S. 1997a. Återföring av aska kan ge tillväxtförluster. SkogForsk, Resultat nr 23. Uppsala. 4 s.
- Jacobson, S. 1997b. Återföring av aska till skogsmark – kortsiktiga effekter på floran efter spridning av en krossaska. SkogForsk, Arbetsrapport nr 377.
- Johansson, M.-B., Nilsson, T. & Olsson, M. 1999. Miljökonsekvensbeskrivning av Skogsstyrelsens förslag till åtgärdsprogram för kalkning och vitalisering. Skogsstyrelsen, Rapport 1 1999. Jönköping. 168 s.
- Kellner, O. & Weibull, H. 1997. Effects of wood ash on bryophytes and lichens in a Swedish pine forest. *Scandinavian Journal of Forest Research, Supplement* 2, 76–85.
- Lindell, B. 1986. Strålrisker och Tjernobylyolyckan. *Vår Föda* 38, Supplement 3, 137–200.

- Lundkvist, H. 1997. Wood ash effects on enchytraeid and earthworm abundance and enchytraeid cadmium content. *Scandinavian Journal of Forest Research*, Supplement 2, 86–95.
- Nohrstedt, H.-Ö. 1997. Effekter av olika PK-gödselmedel på markvegetationen, särskilt blåbär. Slutrapport till Naturvårdsverket. SkogForsk, Stencil.
- Nohrstedt, H.-Ö. 1998. Effekter av N-fri gödsling på mark och vatten – en litteraturstudie. I: Nohrstedt, H.-Ö. (red.) Effekter av kvävefri gödsling på mark och vatten. Naturvårdsverket, Rapport 4820. Stockholm. 117 s.
- Nohrstedt, H.-Ö., Sikström, U., Ring, E., Näsholm, T., Högberg, P., & Persson, T. 1996. Nitrate leaching in three Norway spruce stands in SW Sweden in relation to deposition and soil, stand and foliage properties. *Canadian Journal of Forest Research* 26, 836–848.
- Nohrstedt, H.-Ö. & Nordlund, S. 1998. Effekter av askåterföring på kväveomsättning i ett kväverikt granbestånd i Halland. Lägesrapport till Energimyndigheten. SkogForsk. Uppsala. 7 s.
- Olsson, M. 1996. Långsiktiga näringsbalanser vid uttag av skogsbränsle. *Kungliga Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift* 135(13), 37–51.
- Ring, E. 1998. Effekter av granulerad trädaska på markvattenkemin i tre försök i barrskog på fastmark. SkogForsk, Arbetsrapport Nr 406. Uppsala. 23 s.
- Ring, E., Jacobson, S. & Nohrstedt, H.-Ö. 1998. Slutrapport för projekt: Massa-industrins barkaska åt skogen. SkogForsk, stencil. Uppsala. 49 s. och två bilagor.
- Ring, E., Lövgren, L., Nohrstedt, H.-Ö. & Jansson, G. 1999. Ash fertilization in a clearcut and in a Scots pine stand in Central Sweden—Effects on soil-water and soil chemistry coupled to laboratory leachings of six ash products. SkogForsk. Report No. 2, 1999. 52 p.
- Ring, E. & Nohrstedt, H.-Ö. 1996. Hörnförsöket 131 Farabol. Slutrapport till Stiftelsen Svensk Växtnäringsforskning. SkogForsk. Uppsala. 13 s.
- Rosén, K., Eriksson, H., Clarholm, M., Lundkvist, H. & Rudebeck, A. 1993. Granulerad vedaska till skog på fastmark – ekologiska effekter. NUTEK Rapport R 1993:26, Stockholm. 60 s.
- Rühling, Å. 1996. Upptag av tungmetaller i svamp och bär samt förändringar i florans sammansättning efter tillförsel av aska till skogsmark. NUTEK Rapport 1996:49. Stockholm. 46 s.
- Steenari, B.-M. & Lindqvist, O. 1997. Kemisk stabilitet hos restprodukter från förbränning av biobränsle. Ramprogram Askåterföring, NUTEK R1997:74.
- Thelin, G., Rosengren-Brinck, U., Nihlgård, B. & Barkman, A. 1998. Trends in needle and soil chemistry of Norway spruce and Scots pine stands in south Sweden 1985–1994. *Environmental Pollution* 99, 149–158.
- Vestin, T. 1999. Effekter på fältskikts- och bottenvegetation efter återföring av härdad krossad vedaska. SLU, Inst f ekologi och miljövärd, Examensarbeten och enskilda arbeten 1999:1. Uppsala. 20 s.
- Westling, O. & Hultberg, H. 1991. Liming and fertilization of acid forest soil: Short-term effects on runoff from small catchments. *Water, Air and Soil Pollution* 54, 391–407.
- Westling, O., Hallgren-Larsson, E., Sjöblad, K. & Lövblad, K. 1992. Deposition och effekter av luftföroreningar i södra Sverige. IVL-Rapport B 1079. Aneboda. 109 s.