

RAPPORT
I
1998

**MILJÖKONSEKVENSBESKRIVNING
(MKB)
AV SKOGSBRÄNSLEUTTAG,
ASKTILLFÖRSEL OCH ÖVRIG
NÄRINGSKOMPENSATION**

*Gustaf Egnell
Hans-Örjan Nohrstedt
Jan Weslien
Olle Westling
Göran Örlander*



Skogsstyrelsen

Miljökonsekvensbeskrivning (MKB) av skogsbränsleuttag, asktillförsel och övrig näringskompensation

Mars 1998

Gustaf Egnell
Hans-Örjan Nohrstedt
Jan Weslien
Olle Westling
Göran Örlander

© Skogsstyrelsen mars 1998

Projektledare

Johanna From

Författare

Gustaf Egnell

Hans-Örjan Nohrstedt

Jan Weslien

Olle Westling

Göran Örlander

Papper

Wifsta Office Classic 304 016

Tryck

SJV, Jönköping

Upplaga

310 ex

ISSN 1100-0295

BEST NR 1639

Skogsstyrelsens förlag

551 83 Jönköping

Skogsstyrelsens förord

Det ökade intresset av skogsbränsle som energiråvara har satt skogsbränsleuttagens effekter på miljö och produktion i fokus. För att utröna vilken kunskap vi idag besitter men också utröna var kunskapsluckor finns har Skogsstyrelsen tagit initiativ till en miljökonsekvensbeskrivning (MKB) som föreliggande rapport är resultatet av.

MKB består av en kunskapssammanställning och en bedömningsdel. Författarna har därutöver redovisat vissa förslag till åtgärder. MKB har remissbehandlats av en bred grupp bestående av representanter för energiproducenter, skogsnäring, universitet, myndigheter och ideella föreningar. Kunskapsdelen och bedömningsdelen av MKB samt inkomna remissvar utgör viktiga underlag för den översyn av gällande regelverk rörande skogsbränsleuttag och näringskompensation som Skogsstyrelsen under våren 1998 arbetar med.

Skogsstyrelsen vill framföra ett varmt tack till Gustaf Egnell, Hans-Örjan Nohrstedt, Jan Weslien, Olle Westling och Göran Örlander som på ett förtjänstfullt sätt genomfört arbetet. Vi vill också rikta ett tack till Elforsk, Naturvårdsverket, NUTEK, Skogsägarnas Riksförbund, Stiftelsen Skogsindustriernas Vatten- och Luftvårdsforskning samt Träforsk som finansiellt bidragit till projektet.

Jönköping i mars

Martin Lindell
Enhetschef

Johanna From
projektledare

Förord

Miljökonsekvensbeskrivning (MKB) av skogsbränsleuttag och näringskompensation är disponerad så att efter en inledande redovisning av syfte, avgränsningar, samråd och alternativ för framtida uttag av skogsbränslen följer tre beskrivningar av det vetenskapliga kunskapsunderlaget med avseende på miljöeffekter; miljötillståndet i skog, helträdsuttag samt näringskompensation.

Med hjälp av alternativen för uttag och näringskompensation samt kunskapssammanställningarna bedöms och värderas miljöeffekterna i relation till formulerade miljömål. Åtgärder för att minska miljöeffekterna samt viktiga kunskapsluckor beskrivs. De slutsatser som redovisas som ett resultat av denna bedömning och värdering är uteslutande eniga åsikter från den projektgrupp som utfört MKBn. Arbetsgången och metoderna för utförandet av MKBn har utvecklats i samband med tidigare arbeten med miljökonsekvensbeskrivningar av skogsbruksåtgärder (Nohrstedt & Westling, 1995, Westling & Nohrstedt, 1995, Westling, 1995).

Sammanfattning

Disposition av MKBn

En miljökonsekvensbeskrivning (MKB) av skogsbränsleuttag, asktillförsel och övrig näringskompensation har utförts med syftet att skapa ett underlag för bedömningar av miljömässiga förutsättningar att utnyttja biobränslen från skogen i Sverige.

MKBn är disponerad så att efter en inledande redovisning av syfte, avgränsningar, samråd och alternativ för framtida uttag av skogsbränslen följer tre beskrivningar av det vetenskapliga kunskapsunderlaget med avseende på miljöeffekter; miljötillståndet i skog, helträdsuttag samt näringskompensation.

Miljöeffekterna av olika alternativ för uttag och näringskompensation har bedömts och värderats i relation till formulerade miljömål och prioriterade miljöproblem. Åtgärder för att minska miljöeffekterna samt viktiga kunskapsluckor beskrivs.

Avgränsningar

MKBn är avgränsad till skogsbränsleuttag och näringskompensation på skogsmark i Sverige. MKBn utgår från dagens metoder för skogsbruk. MKBn begränsas till att beskriva och värdera kemiska och biologiska, samt i viss utsträckning sociala, effekter av att toppar och grenar (GROT), som normalt lämnas vid konventionell avverkning, förs bort från skogsmarken.

Bedömningen av miljöeffekterna baseras på ett antal förutsättningar och övergripande miljömål vid långsiktigt och uthålligt utnyttjande av skogsbränslen i form av GROT. De av myndigheterna föreslagna miljömålen behandlar inte specifikt uttag av GROT, men flera mål berör effekter som kan uppstå i samband med uttag av grenar och toppar samt näringskompensation. I denna MKB formuleras därför ett antal förutsättningar som gäller vid bedömningen av miljöeffekter av GROT-uttag och näringskompensation.

Önskvärt är att en ny verksamhet, som i detta fall omfattande uttag av biobränslen i form av GROT, skall ha så små miljöeffekter som möjligt. Det betyder dock inte att alla avvikelser från nedanstående mål som forskningen dokumenterat automatiskt medför att verksamheten måste betraktas som oacceptabel ur miljösynpunkt. Huruvida miljöeffekterna kan anses acceptabla eller ej bedöms i denna MKB i första hand i relation till myndigheternas formulerade miljömål. Vid en övergripande jämförelse mellan olika energisystem kan avvikelser från miljömålen vara acceptabla om en verksamhet ersätter en annan med väsentligt större miljöpåverkan. I denna MKB är dock bedömningen koncentrerad på de tillkommande miljöeffekterna av GROT-uttag och näringskompensation, utan jämförelse med miljöeffekter av andra energisystem (till exempel förbränning av fossila bränslen) eller skogsbruket i stort.

Miljömål

Under arbetet med MKBn har följande miljömål definierats. Uttag av GROT samt kompensationsåtgärder skall inte (jämfört med att GROT lämnas) väsentligt:

- öka nettoförlusten av näringsämnen från skogsmarken
- minska skogsproduktionen
- missgynna fauna och flora
- orsaka en nettotillförsel av miljöskadliga ämnen
- orsaka nettotillförsel av växthusgaser
- gynna skadeinsekter och uppkomst av andra skogsskador

Generell slutsats

MKBn har i nedanstående ruta formulerat generella slutsatser huruvida uttag av skogsbränslen samt näringskompensation är förenligt med formulerade miljömål och arbetet med att motverka prioriterade miljöproblem som berör skogliga ekosystem i Sverige.

Bedömningar som resulterar i olika former av förslag till restriktioner eller åtgärder baseras dels på kända fakta om oönskade miljöeffekter, dels av brist på kunskap om möjliga men ej undersökta effekter. Framtida forskning och praktisk erfarenhet kan därför ändra ställningstaganden som bygger på kunskapsluckor.

En stor del av den teoretiska potentialen för uttag av skogsbränslen i form av grenar och toppar (GROT) kan utnyttjas under förutsättning att förlusterna av näring och ANC (kalkverkan) kompenseras med näringstillförsel. Vid uttag av GROT bör barren lämnas kvar för att minska risken för oönskade effekter. Näringskompensation har ett långsiktigt syfte och kan utföras under en stor del av omloppstiden, dock ej på färska hyggen och nära slutavverkning. Vid användning av trädaskor bör endast stabiliserade långsamlösliga askor utnyttjas. Kvävetillförsel bör vara en tillåten kompensationsåtgärd för att undvika kortsiktiga tillväxtförluster. Vissa begränsningar för uttag av skogsbränslen finns på fuktiga och blöta fastmarker, samt på mycket bördiga marker. Flera av begränsningarna motiveras av bristande kunskap om miljöeffekterna. För att skydda värdefull fauna och flora bör biotoper som idag inte utnyttjas av det konventionella skogsbruket som regel ej heller nyttjas för uttag av skogsbränslen (undantag finns). GROT-uttag har relativt små kortsiktiga effekter på utlakningen av näringsämnen och försurande ämnen. I områden i södra Sverige med stort nedfall av kväve kan uttag av GROT minska utlakningen av kväve och baskatjoner, främst kalium, efter slutavverkning jämfört med att riset sparas. Användandet av trädaska och andra gödselmedel kommer inte att öka nettoupplagringen av tungmetaller, organiska miljögifter och radionuklider i skogsekosystemet under förutsättning att halterna är låga i de olika kompensationsmedlen. Hela systemet med uttag av GROT och näringskompensation innebär sannolikt inga större nettoemissioner av växthusgaser. Det gör att skogsbränslets viktigaste miljöfördel, att minska nettoemissionerna vid ersättning av fossila bränslen, kan uppnås i praktiken. Kunskapsluckor som försvårar bedömningen av miljöeffekter vid uttag av skogsbränslen och näringskompensation är främst långsiktiga aspekter på bonitet och markens syra/bas-status, samt effekter på organismer och biologiska processer i marken. Med tanke på dessa kunskapsluckor bör, som en försiktighetsåtgärd, en viss areal tills vidare helt undantas från GROT-uttag och näringskompensation. Tillåtliga högsta halter av organiska miljögifter i trädbränsleaskor behöver klargöras innan asktillförsel genomförs i stor skala.

De generella slutsatserna baseras på ett antal viktiga frågeställningar som har analyserats i MKBn.

Långsiktig näringshushållning

Med målsättningen att undvika långsiktiga nettoförluster av näringsämnen i ett uthålligt system med skörd av skogsbränslen (GROT) finns ett kompensationsbehov som är korrelerat till uttagens storlek. Om kompensation sker är de flesta ståndorter möjliga att använda för uttag av GROT. Uttaget per generation bör dock inte vara större än vad som motsvarar kompensation med 3 ton torr trädaska per ha (räknat på kompensation av baskatjoner). Kompensation med kväve bör ej överskrida 300 kg per ha och omloppstid. I övrigt är begränsningarna av uttaget främst knutna till bestånd där all form av avverkning är olämpligt, men en viss areal på bör tills vidare undantagas helt från GROT-uttag och näringskompensation.

Effekter på skogsproduktion

Helträdsutnyttjande (HTU) kan ge tillfälliga men små tillväxtförluster, främst i granskog, både efter gallring och i nästa generation efter slutavverkning, jämfört med ett system där avverkningsresterna lämnas. För tall uppstår inga tillväxtförluster (höjdtillväxt) efter uttag i slutavverkning, medan uttag i gallring ger samma tillväxtnedsättning som för gran. Tillväxtförlusterna motverkas av en bättre plantetablering efter riståkt speciellt för tall. De kortsiktiga tillväxtnedsättningarna för gran efter slutavverkning kan motverkas genom att lämna barren kvar och sprida dessa på avverkningsobjektet.

De långsiktiga (>100 år) effekterna på skogsproduktionen är okända. På finjordsrika och fuktiga marker kan HTU vid röjning och gallring öka risken för rotskador och markkompaktering. Genom en näringskompensation med trädaska på bättre mark (C/N-kvot <30) kan tillväxtförlusten efter HTU motverkas. På svagare mark (C/N-kvot >30) ger asktillförsel sannolikt en viss tillväxtminskning och näringskompensationen behöver innehålla kväve om tillväxtbortfallet skall kompenseras.

Effekter på fauna och flora

Effekter av ett engångsuttag av barrträds-GROT på djur, växter, svampar och mikroorganismer bedöms vara marginella eller reversibla för de flesta artgrupper. Vid upprepade uttag saknas kunskap, och bestående förändringar av populationer och samhällen av olika organismer på och i marken kan inte uteslutas. De största kunskapsluckorna gäller effekter på organismer i mark, bland annat hur eventuella förändringar påverkar viktiga processer och interaktioner såsom nedbrytning och mykorrhiza. Effekter av GROT-uttag på markflora och markfauna bedöms minska om barren lämnas på hygget, helst jämnt utspridda. Om skotning av ris ej sker under perioden maj-juli så minskar risken för att rishäckande fåglars ägg och ungar förstörs. För vedlevande insekter och svampar bör grövre delar av avverkade lövträd lämnas. Vid skogsbränsleuttag i röjning och gallring bör inte lövträd missgynnas. Biotoper som idag inte utnyttjas av det konventionella skogsbruket bör som regel ej heller nyttjas för uttag av skogsbränslen. Undantag finns, till exempel igenväxande naturbetesmarker, där en insiktsfull utglesning kan vara positiv, och kraftledningsgator, som bedöms kunna nyttjas med ringa restriktioner. Kompensation med aska motverkar långsiktiga förändringar av markkemi till följd av GROT-uttag, men kan ej kompensera för omedelbara negativa effekter på flora och fauna. Dåligt stabiliserade askor har en negativ effekt på markens flora och fauna. Därför bör endast långsamverkande stabiliserade askor användas.

Effekter på ytvatten

HTU har relativt små kortsiktiga effekter på utlakningen av näringsämnen och försurande ämnen. På lång sikt är en stabil kvalitet på grund- och ytvatten beroende av skogsmarkens egenskaper. Därför måste GROT-uttagens markförsurande effekt motverkas av näringskompensation med basiska ämnen som kan minska utlakningen av försurande ämnen. Det är viktigt att gödselmedlen har låga halter av tungmetaller och andra miljögifter eftersom risken för utlakning finns, men den är sparsamt undersökt. I områden i södra Sverige med stort nedfall av kväve kan uttag av GROT minska utlakningen av kväve och baskatjoner, främst kalium, efter slutavverkning jämfört med att riset sparas. På mycket kväverika marker i södra Sverige finns en risk för ökad nitratutlakning efter näringskompensation med trädaska. Detta kan gälla även färska hyggen i hela landet.

Växthusgaser

HTU synes inte permanent påverka markens kolförråd och skogens tillväxt och är därför nära neutralitet vad gäller nettoemissioner av koldioxid. Detta gäller i synnerhet om barren lämnas kvar. Tillförsel av lös aska kan öka avgången av koldioxid från marken. Det möjliga nationella bidraget bedöms dock som relativt litet. Stabiliserad aska minskar troligen avgången, men detta är knappast alls studerat. Askstillförselns påverkan på den nationella skogstillväxten, och därmed den kortsiktiga fixeringen av koldioxid i form av ved, är svårbedömd. Om hela systemet HTU + näringskompensation är helt koldioxid neutralt eller inte kan idag inte bedömas säkert, främst på grund av osäkerheter om effekten av asktillförsel. Trots osäkerheterna är det dock klart att HTU + näringskompensation medför minskade nettoemissioner jämfört med att el och värme genereras från fossila bränslen. Varken HTU eller asktillförsel bedöms ha någon särskilt betydande effekt på omsättningen av metan och lustgas, men studier saknas helt. HTU kan under hyggesfasen möjligen orsaka en viss ökning av markens metanoxidation, jämfört med om GROT lämnas kvar. Skillnaden torde minska eller utebli om barren lämnas kvar.

Näringskompensation med kväve, och kanske ibland fosfor och kalium, kan behövas som komplement till aska på många ståndorter. Sådan näringstillförsel bedöms minska nettoemissionen av växthusgaser.

Miljögifter

Uttag av GROT innebär en smärre och troligen inte särskilt betydelsefull avlastning av skogsekosystemet på miljögifter som tungmetaller, radionuklider och organiska miljögifter. Huvuddelen av dessa ämnen finns nämligen i marken. Det har inte studerats om det finns någon negativ effekt, vad gäller miljögifter, av att låta bli att ta ut GROT. Tillförsel av aska innebär att vissa av miljögifterna i GROT återförs till skogsmarken, till exempel tungmetaller och cesium. Dessutom kan organiska miljögifter spridas med askan. En del av dessa kan ha funnits i bränslet, andra kan ha bildats vid förbränningen. Dioxiner har påvisats i en del utländska trädbränsleaskor. Om biologiskt betydelsefulla halter av dioxiner finns i svenska askor bör utredas innan tillförsel till skogen sker i stor skala. Trädbränsleaskors innehåll av miljögifter innebär en viss nackdel vid en tillförsel till skogen, men de eventuella negativa effekterna torde vara marginella om denna MKBs förslag beaktas. Det finns dock skäl att löpande ha kontroll över spridningen av miljögifter med askan. SSI utkommer under 1998 med föreskrifter angående radioaktiva ämnen.

Skadeinsekter

Föreskrifterna i skogsvårdslagen om begränsningar vad gäller avverkningsrester av barrträdvirke bedöms utgöra ett säkert skydd mot att mängden skadeinsekter ökar vid hantering av GROT. Sommarlagring av grövre granvirke innebär dock ett riskmoment och ökar risken för angrepp i skogskanter av granbarkborre. För sextandad barkborre är det däremot oklart om det är befogat med restriktioner vad gäller virkeslagring och avverkningsavfall.

Sociala värden

Få studier är gjorda men bedömningen är att allmänheten kommer att uppfatta skog där HTU praktiserats som positiv - främst för att framkomligheten ökar. Negativa effekter som kan påverka denna attityd är om transporterorna orsakar stora markskador eller om näringskompensationen utförs på ett olämpligt sätt. Attityden kommer också till stor del att bero på vilken kunskap man har om de negativa och positiva effekterna av HTU och askåterföring på skogsekosystemet och andra ekosystem - något som beror på intresse och vilken information som sprids av media och andra. Sysselsättningsaspekten på skogsbränslet kommer naturligtvis också att påverka attityden. Samernas attityder avgörs till stor del av effekten på renbetet, där utförda undersökningar indikerar att marklavarna kommer att gynnas av HTU.

Åtgärdsförslag

MKBn har formulerat en rad åtgärdsförslag med syfte att minska miljöeffekterna av skogsbränsleuttag och näringskompensation. Åtgärdsförslagen omfattar:

- Krav på kompensation
- Lämna barr vid uttag av GROT
- Val av träd vid uttag
- Beaktande av skadeinsekter
- Medel och nivå för asktillförsel/näringskompensation
- Högsta dos aska för kompensation
- Askans stabiliseringsgrad
- Askans innehåll av näring och miljögifter
- Kompensation med kväve
- Tidpunkt under en generation för asktillförsel/näringskompensation
- Tidpunkt under året för asktillförsel/näringskompensation
- Områden där uttag av GROT ej bör ske

- Behandling av torvmarker
- Dokumentation
- Anmälan till myndigheter
- Spridningskontroll
- Tillförsel av aska till skog utan koppling till uttag av GROT

1. Omfattning

1.1 Uppdragsgivare och uppdragstagare

Miljökonsekvensbeskrivningen har utförts under 1997 av en projektgrupp bestående av Gustaf Egnell, SLU Umeå, Hans-Örjan Nohrstedt och Jan Weslien, SkogForsk Uppsala, Olle Westling, IVL Aneboda samt Göran Örlander, SLU Asa. Projektledare var Olle Westling.

MKBn utfördes på uppdrag av Skogsstyrelsen, NUTEK, Naturvårdsverket, Stiftelsen Skogsindustriernas Vatten- och Luftvårdsforskning, Skogsägarnas Riksförbund, Träforsk och Elforsk.

1.2 Syfte och avnämning

Underlaget skall användas för myndigheternas information och regelverk avseende skogsbränslenas möjligheter och begränsningar. MKBn beskriver även åtgärder som kan minska oönskade miljöeffekter. Vidare kan denna MKB ge underlag till hela biobränslemarknaden om hur miljöaspekterna påverkar framtida potential för uttag, eventuella restriktioner samt krav på åtgärder som till exempel näringskompensation. MKBn bör även peka på betydelsefulla kunskapsluckor som är viktiga för beskrivningen och värderingen av miljöeffekter. Behovet av eventuella restriktioner som begränsar uttaget styrs dels av kända fakta om oönskade miljöeffekter, dels av brist på kunskap om möjliga men ej undersökta effekter. Framtida forskning och praktisk erfarenhet kan därför ändra ställningstaganden som bygger på kunskapsluckor.

1.3 Inriktning och avgränsning

Denna MKB beskriver effekter på programnivå, det vill säga metoden för skogsbruksåtgärden är inte exakt beskriven i underlaget för MKBn. MKBn bör ses som en del av flera studier som behövs för att göra en helhetsbedömning av skogsbränsleanvändningens miljöeffekter. MKBn kan även utgöra underlag för studier där miljöeffekter av skogsbränsleanvändning jämförs med andra energialternativ (fossila bränslen, kärnkraft, vattenkraft, andra biobränslen) på systemnivå.

MKBn är avgränsad till skogsbränsleuttag och näringskompensation i Sverige i tall- gran- och björkbestånd, samt vissa aspekter på uttag i ädellövskog. MKBn utgår från dagens metoder för skogsbruk och omfattar inte intensivodlad skog för bioenergiändamål. MKBn begränsas till att beskriva och värdera kemiska och biologiska, samt i viss utsträckning sociala, effekter av att toppar och grenar (GROT), som normalt lämnas vid konventionell avverkning, förs bort från skogsmarken. Miljöeffekterna av maskininsatsen koncentreras till påverkan direkt på den bearbetade skogsarealen (till exempel körskador).

Beskrivningen och värderingen omfattar olika alternativ som beskrivs under avsnitt 2.2. Beskrivningen av miljöeffekter utgår från att hela den beräknade potentialen utnyttjas (hänsyn tas dock till förväntat tekniskt spill) inom respektive alternativ, utan hänsyn till nuvarande restriktioner eller föreslagna åtgärder i form av näringskompensation. Värderingen av miljöeffekterna omfattar dels ett uttag helt utan restriktioner och andra åtgärder, samt troliga effekter om olika åtgärder genomförs (till exempel näringskompensation). Nollalternativ är konventionell avverkning där riset är kvar på hygget.

Miljöeffekterna bedöms på både kort och lång sikt med förutsättningen att uttag av GROT kan komma att ske upprepat under flera skogsgenerationer.

Önskvärt är naturligtvis att en ny verksamhet, som i detta fallet omfattande uttag av biobränslen i form av GROT, skall ha så små miljöeffekter som möjligt. Det betyder dock inte att alla oönskade effekter som forskningen dokumenterat automatiskt medför att verksamheten måste betraktas som oacceptabel ur miljösynpunkt. Om miljöeffekterna kan anses acceptabla eller ej bedöms i denna MKB i första hand i relation till myndigheternas formulerade miljömål. Restriktioner är motiverade om arbetet att nå prioriterade miljömål påtagligt försvåras av en verksamhet. Det slutgiltiga beslutet om miljöeffekter av en ny verksamhet kan accepteras ur miljösynpunkt måste naturligtvis överväga vad helt andra alternativ har för påverkan på miljön (den tidigare nämnda jämförelsen mellan skogsbränslen och fossila bränslen, kärnkraft, vattenkraft, samt andra biobränslen). Jämförelsen kan hypotetiskt visa att alla alternativ påverkar miljön, men syftet med denna MKB är att underlätta valet av de minst miljöstörande verksamheterna. Det förutsätter att motsvarande kunskap finns dokumenterad för andra energisystem än skogsbränslen, som denna MKB behandlar. En övergripande studie där olika energisystems miljöeffekter jämförs och värderas ingår inte i denna MKB.

Det är viktigt att notera att denna MKB endast beskriver och bedömer de tillkommande miljöeffekterna efter uttag av avverkningsrester, som i huvudsak är en biprodukt i det skogsbruk som är inriktat på att producera massaved och timmer. Med hjälp av denna MKB kan de tillkommande effekterna bedömas i relation till skogsbrukets miljöpåverkan i stort.

1.4 Beskrivning av underlag som utnyttjats i MKBn

Det tillgängliga underlaget som utnyttjats i MKBn kan delas in i:

- beskrivningar av skogsbränsleuttagets potential och teknik (avsnitt 2)
- beskrivningar av nuvarande, och prognoser om framtida, miljötillstånd i olika regioner i landet (avsnitt 3)
- beskrivningar av prioriterade miljöproblem samt formulerade kvalitets- och miljömål som berör skog, främst Skogsstyrelsens aktionsplan för biologisk mångfald och uthålligt skogsbruk samt Naturvårdsverkets förslag till nationella miljömål (avsnitt 3)
- vetenskapligt underlag om miljöeffekter av helträdsuttag och näringskompensation i Sverige och andra jämförbara länder (avsnitt 4 och 5).

1.5 Samråd och utomstående granskning

Uppdragsgivarna har haft insyn i projektgruppens arbete genom en styrgrupp där samtliga uppdragsgivare varit representerade. Styrgruppen har haft följande sammansättning:

Hans Samuelsson	Skogsstyrelsen
Johanna From	Skogsstyrelsen
Martin Lindell	Skogsstyrelsen
Bengt Boström	NUTEK
Jan-Erik Lundmark	AssiDomän
Jan Sandström	Skogsägarnas Riksförbund
Roland Palm	Träforsk
Anna Lundborg	Vattenfall Utveckling
Gunnar Hovsenius	Elforsk
Charlotta Jönsson	Sydskraft
Håkan Staaf	Naturvårdsverket

Styrgruppen har under perioden mars till december 1997 haft fem möten med projektgruppen. I november 1997 anordnade Skogsstyrelsen ett seminarium i Jönköping om den pågående MKBn med en bred anslutning från myndigheter, skogsnäring, energiproducenter och forskare inom området. Arbetet med MKBn redovisades även vid en konferens arrangerad av SWEBIO i november 1997 i Växjö.

De tre kunskapsdelarna som utgör beskrivningen av miljötillstånd och miljöeffekter (avsnitt 3 till 5) har granskats av utomstående expertgrupper.

Avsnitt 3 och 4

Hillevi Eriksson	SLU, Uppsala
Heléne Lundkvist	SLU, Uppsala
Bengt Ehnström	SLU, Uppsala
Mats Olsson	SLU, Uppsala
Arne Albrektson	SLU, Umeå
Annika Kruuse	Lunds Univ.
Staffan Jacobson	SkogForsk, Uppsala
Lena Gustavsson	SkogForsk, Uppsala
Bo Leijon	SLU, Umeå

Avsnitt 5

Mikael Axelsson
Jan Eriksson
Marianne Clarholm
Staffan Jacobsson
Helene Lundkvist
Tord Magnusson
Håkan Wallander

Skogsstyrelsen
SLU, Uppsala
SLU, Uppsala
SkogForsk
SLU, Uppsala
SLU Umeå
Lunds Univ.

2. Beskrivning av skogsbränsleuttag

2.1 Beskrivning av nuvarande skogsbränsleuttag

Med skogsbränsleuttag menas i denna MKB i första hand uttag av avverkningsrester (GROT). GROT definieras som grenar och toppar med eller utan barr efter avverkning. Topp är den del av stammen som inte används till annat ändamål.

Totalt sätt utnyttjas bara en liten del av det potentiella GROT-uttaget i landet, kanske bara en tiondel tillvaratas, men aktiviteten varierar med en tyngdpunkt till de södra delarna av landet. Tekniken varierar fortfarande mycket, men bygger till stora delar på hantering av ris och toppar efter kvistning och kapning på avverkningsplatsen. Den, framför allt i norr, praktiserade träddelemetoden, där stamved kapades okvistad i längder för transport till industri där kvistningen skedde, är nu på tillbakagång på grund av dålig lönsamhet. En ny teknik som provas på flera håll i landet är en balningsteknik där GROT formas till runda balar som blir mer lätthanterliga vid senare transporter. Flerträdshantering av småträd och buntning av avverkningsrester utvecklas också på olika håll.

På många håll har man ambitionen att en stor del av barren skall bli kvar på hygget vilket uppnås genom att riset lämnas i olika stora högar spridda över hygget en tid. Dessa samlas sedan in för transport till användare eller läggs upp på avlägg. Utöver att barren med sitt relativt stora näringsinnehåll blir kvar på hygget så torkar bränslet samtidigt vilket ger en lättare transport och ett bättre bränsle. Den höga och ojämna fukthalten och de höga askhalterna, framför allt i barr, är ett av flera problem med skogsbränslet för användaren, vilket ställer krav på leverantören. Många av dagens moderna biobränslebaserade pannor klarar emellertid av barr och fuktiga bränslen och mycket av den energi som åtgår för att kondensera vattnet i bränslet återvinns genom rökgaskondensering. Det vill säga att samtidigt som leverantörerna har anpassat sig efter användaren så har användaren anpassat sig efter bränslets egenskaper. Vilken utveckling vi kommer att gå mot kommer att styras av kostnaden för bränslet vägt mot miljöeffekterna vid olika uttagsintensitet.

2.2 Alternativ för framtida skogsbränsleuttag och näringskompensation

2.2.1 Metoder för uttag

I de olika försök som utvärderas i avsnitt 4 används oftast begreppet helträdsutnyttjande (HTU) som jämförs med enbart stamskörd. Studier av HTU omfattar ibland även stubbar och rötter, men i denna MKB diskuteras endast effekterna av uttag av grenar och toppar (GROT). GROT är i de flesta sammanhang även liktydigt med riståkt, som ofta används i litteraturen. Vissa aspekter på uttag av grövre träddeklar, röjning samt andra skogsbruksåtgärder där avsikten är att utvinna skogsbränslen diskuteras i bedömningen av miljöeffekterna (avsnitt 7).

Följande alternativ för uttag av GROT samt näringskompensation i tall, gran- samt blandskog har formulerats av styrgruppen för att ingå i MKBn:

1. Avverkning där grenar och toppar (och barr) lämnas (= 0-alternativ)
2. Avverkning med uttag av grenar och toppar utan barr vid slutavverkning
3. Avverkning med uttag av grenar och toppar med barr vid slutavverkning
4. Avverkning med uttag av grenar och toppar utan barr vid samtliga gallringar samt vid slutavverkning
5. Avverkning med uttag av grenar och toppar med barr vid samtliga gallringar samt vid slutavverkning

Beskrivningen av alternativen relaterar till en tänkt praktisk verksamhet med avseende på metoder och uttagsnivåer. MKBn beskriver miljöeffekterna av 100 % uttagsnivå, men diskuterar betydelsen av troligt tekniskt spill. Vid beräkningar av nettoförluster av näringsämnen från skogsmarken i samband med uttag av GROT ingår även stamvedens bidrag till bortförseeln.

Med näringskompensation menas att den mängd näring som förts bort vid uttag av GROT återförs. I denna MKB koncentreras utvärderingen på användande av trädaska samt kväve för näringskompensation. Följande alternativ för näringskompensation har formulerats av styrgruppen för att ingå i MKBn:

1. Ingen kompensation efter uttag av grenar och toppar
2. Kompensation i relation till GROT-uttagets storlek
3. Askstillförsel till mark utan tidigare uttag av GROT

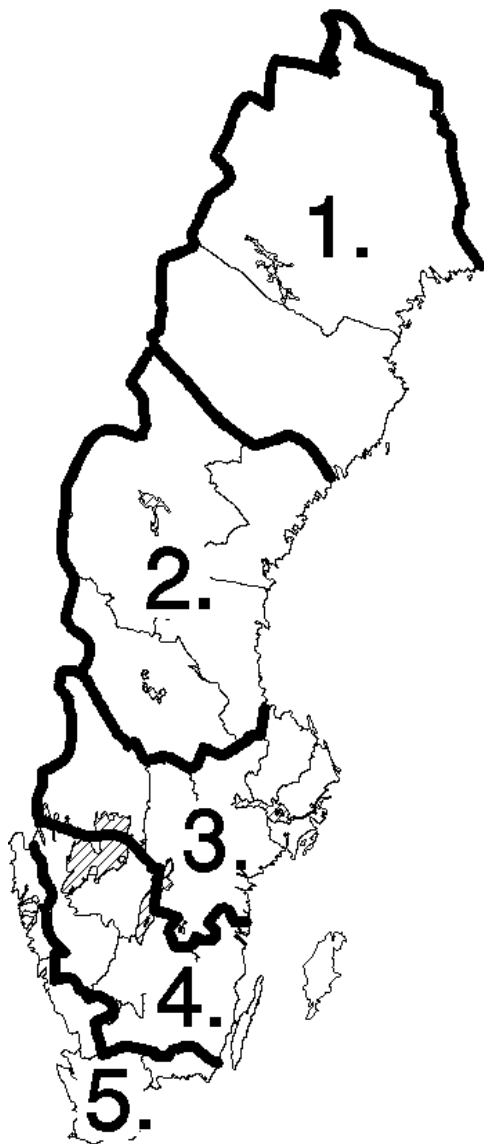
2.2.2 Utagsmängder

Potentialen i form av biomassa för uttag av GROT har beräknats för fem speciellt avgränsade regioner i landet. Regionindelningen (se figur 2:1) baseras på klimatfaktorer och den nuvarande nedfallsgradienten med avseende på försurande luftföroreningar (svavel och kväve). Beräkningarna som bygger på avverkningsberäkningarna 1992 (Anon., 1993c) är uppdelade på grenar, barr och toppar i gallring och slutavverkning som årsmedelvärde för den kommande tioårsperioden 1998 till 2007. Den framräknade potentialen för uttag av GROT förutsätter att all tillgänglig stamved avverkas. I övrigt ingår inte några begränsningar eller undantag i beräkningarna, utan 100 % av den möjliga arealen utnyttjas. Potentialen för uttag av GROT för de fyra alternativen ovan samt ett alternativ anpassat till praktisk drift med tekniskt spill redovisas i tabell 2:1

Tabell 2:1 Potentialen för uttag av GROT i miljoner ton (TS) per år under perioden 1998 till 2007 i fem regioner. Praktisk drift innebär att 70 % av grenar och toppar samt 30 % av barren tas ut.

Region	Län	GROT- uttag					
		utan barr, slut- avverkning	med barr, slut- avverkning	utan barr, slut- avverkning +gallring	med barr, slut- avverkning +gallring	praktisk drift, slut- avverkning	praktisk drift, slut- avverkning +gallring
1	AC, BD	1,28	1,61	1,83	2,28	0,99	1,42
2	W, X, Y, Z	2,41	3,08	3,39	4,27	1,89	2,64
3	A, C, D, E, S, T, U	1,88	2,40	3,11	3,95	1,47	2,43
4	F, G, H, I, P, R	1,88	2,38	3,11	3,93	1,47	2,42
5	K, L, M, N, O	0,71	0,88	1,28	1,59	0,55	0,99
Totalt		8,16	10,34	12,73	16,03	6,36	9,90
TWh		40	51	62	79	31	49

För omräkning från ton TS till energiinnehåll i terawattimmar kan omräkningstalet 4,9 MWh per ton TS användas. För hela landet gäller då att den årliga potentialen för uttag av GROT från tabell 2:1 varierar mellan 31 (praktisk drift enbart slutavverkning) och 79 (100 % uttag med barr i både slutavverkning och gallring) TWh med alternativen i MKBn.



Figur 2:1 Regionindelning för beräkning av uttag av GROT.

3. Beskrivning av miljötilståndet i skog i Sverige

Beskrivningen av miljötilståndet i skogen är en nödvändig bakgrundsinformation vid värderingen av effekter av en brukningsmetod. Tillståndet är en konsekvens av naturgivna förutsättningar som geologi och klimat, samt mänsklig påverkan i form av markanvändning och föroreningsutsläpp. Beskrivningen koncentreras till de faktorer som kan vara viktiga för att bedöma miljöeffekter av skogsbränsleuttag.

3.1 Tillståndet i skogen

Sverige är ett skogsdominerat land där skogsmark utgör 55 % av landytan. Skogarna kan fördelas på fem vegetationszoner: fjällnära, nordlig boreal, sydlig boreal, boreonemoral och nemoral (Anon., 1997b). Fjällnära skog är av mindre intresse för uttag av avverkningsrester. Barrskog av ris- eller lavtyp dominerar den nordliga och sydliga boreala skogen som omfattar norra Sverige ned till den så kallade *Limes norrlandicus*. Boreonemoral skog utgör en övergångszon mellan det norra barrskogsbältet och det centraleuropeiska lövskogsbältet. Området omfattar större delen av mellersta och södra Sverige utom Blekinge, Skåne och Halland som tillhör den nemoral zonen. I den sistnämnda zonen utgörs den naturliga vegetationen i första hand av lövträd.

Huvuddelen av skogsmarken i landet omfattas av skogsbruk. Med skogsmark menas mark som är lämplig för virkesproduktion (kallas ofta produktiv skogsmark, som kan producera mer än 1 m³ pr ha och år vid hundra års växttid), och som inte huvudsakligen används för annat ändamål. Riksskogstaxeringen inventerar fortlöpande skogstillståndet i Sverige och resultaten har bland annat sammanställts i Anon. (1996). Skogsmarken är relativt jämnt fördelad på de fyra landsdelarna norra Norrland, södra Norrland, Svealand och Götaland (se tabell 3:1). Den årliga tillväxten och fördelning på trädslag varierar dock mellan områdena. Tallens och björkens tillväxt i absoluta tal varierar minst. Tillväxt av gran dominerar stort i Götaland, men även i Svealand och södra Norrland. Övrigt löv har den största tillväxten i Götaland. Den totala tillväxten per hektar varierar mellan 2,3 m³sk i norra Norrland till 6,5 m³sk i Götaland.

Utöver skogsmark finns stora arealer som är mer eller mindre skogsklädda men där skogsbruk inte bedrivs alls, eller i liten omfattning. Dominerande ägoslag med den karaktären är myr, fjällområden, fridlysta områden, viss jordbruksmark samt tätortsnära och på olika sätt bebyggd mark.

Tabell 3:1 Total areal produktiv skogsmark (1000 ha) samt årlig avsatt tillväxt (miljoner m³sk per år) för olika trädslag i virkesförrådet i genomsnitt för 1988-1992, inklusive avverkade träd (Anon., 1996).

Landsdel	Areal skogsmark (1000 ha)	Tall	Gran	Björk	Övrigt löv	Summa	Summa
				(miljoner m ³ sk per år)			m ³ sk per ha
N Norrland	6 640	8,10	4,64	2,76	0,32	15,82	2,3
S Norrland	5 814	7,65	11,68	2,57	0,77	22,68	3,9
Svealand	5 282	8,84	12,52	2,74	1,26	25,36	4,8
Götaland	5 003	7,29	18,92	3,38	2,83	32,42	6,5
Hela landet	22 739	31,89	47,77	11,45	5,18	96,28	4,2

Virkesförrådets fördelning på trädslag och landsdelar framgår av tabell 3:2. Det största förrådet av tall noteras för Svealand och gran i Götaland. Björk är relativt jämnt fördelad och asp har störst förråd i Svealand och Götaland.

Bok och ek utgör en stor del av lövträdens virkesförråd i Götaland. Det totala virkesförrådet är betydligt större i Götaland jämfört med Svealand och södra Norrland, som i sin tur har större förråd än norra Norrland.

Tabell 3:2 Virkesförrådets fördelning på olika trädslag (miljoner m³sk) och landsdelar som medelvärde under 1989-1993 (Anon., 1996).

Landsdel	Tall	Gran	Björk	Asp	Ek	Bok	Övrigt löv	Torra träd	Summa
	(miljoner m ³ sk)								
N Norrland	285,0	174,7	79,8	4,3	-	-	4,1	14,2	562,0
S Norrland	264,4	357,3	74,0	6,9	-	-	10,5	16,4	729,5
Svealand	304,4	306,1	60,1	13,2	3,6	0,0	16,3	10,9	714,7
Götaland	246,8	416,0	75,2	11,7	23,9	17,3	29,2	9,4	829,5
Hela landet	1 100,6	1 254,0	89,1	36,1	27,5	17,4	60,1	50,9	2 835,7

3.1.1 Naturskogens historik och dynamik

De nuvarande skogarna i Sverige representerar ett tillstånd bland många andra genom historien. Varierande klimat och olika störningsfaktorer inklusive människans inverkan har ständigt förändrat skogens livsbetingelser. Efter sista istiden invaderade växter och djur de blottlagda markområdena. Pionjärväxter som viden och havtorn kom först, men ersattes senare av andra mer konkurrenskraftiga växtarter. De första skogarna i det ännu relativt kalla klimatet bestod av lågväxt björk. Så småningom ersattes björken i stor utsträckning av tall. I takt med det allt mildare klimatet började hassel växa in i tallskogarna. Fuktiga marker började domineras av gråal och klibbal. Under den så kallade värmetiden ersattes slättbygdernas tallskogar av ek, alm och andra ädellövträd. Lind var tidvis ett vanligt trädslag. Stora låglänta områden täcktes av sumpiga klibbalskogar. Värmetidens milda klimat förändrades och blev kallare under årtusendet före vår tideräkning. Almen, eken och de andra ädellövträden trängdes söderut, samtidigt som granen ökade sin utbredning i stora delar av landet. I samma tidsskede invandrade boken till Sydsverige.

En naturskog med fri utveckling bildar oftast en flerskiktad trädstruktur med stor trädslags- och åldersvariation. Träden dör av ålderdomsvaghet, torka, sjukdom, brand eller stormfällning och bildar död ved i olika nedbrytningsstadier. I stora delar av det barrskogsdominerade området i Sverige har branden varit den dominerande störningsfaktorn. I naturskogen drog elden fram dit vinden förde den, vilket skapade en mosaik i skogslandskapet. Blötare partier brann sällan eller aldrig. Efter branden bildades lövbrännor där lövträden dominerade i de första successionsstadierna. På fattigare marker dominerade tall. Branden dödade långt ifrån alla träden. Grova träd med skorp bark (tall och lövträd) överlevde och bestånden blev på så sätt olikåldriga och flerskiktade. Branden skapade stora mängder död ved både direkt och senare genom självgallring i lövbrännorna.

I sydvästra och sydligaste Sverige, med ofta hög nederbörd och dominans av lövträd, har branden historiskt inte haft samma betydelse för föryngringen och succession av trädslag. Skogen påverkades dock tidigt av människor som blev bofasta. De röjde och brände skogsmarken för att odla och förbättra betet.

I dagens brukade skogar finns inte naturskogens stora mängder av död ved. Skogen avverkas så att få naturligt döende träd blir kvar. Eftersom träden inte tillåts att bli gamla finns små förutsättningar för att bilda grov död ved. Ensartad trädslagssammansättning och åldersfördelning motverkar ytterligare bildandet av död ved av olika kvalitet och nedbrytningsstadier. Brukad skog har ca 2m³ död ved per ha som genomsnitt för hela landet.

Undersökningar i obrukade barrskogar i mellersta och norra Sverige visade att mängden död ved varierade mellan 40 och 90 m³ per ha (Samuelsson & Ingelög, 1996). Samma undersökningar jämförde med brukad skogsmark, vilket visade att grova trädstammar saknades nästan helt i den brukade skogen. Kunskapen om mängden död ved i våra lövskogar är mycket begränsad.

En stor del av landets rödlistade skogslevande växter, svampar och djur kräver död ved i form av stående träd, lågor eller död ved i gamla träd för sin överlevnad. Den döda veden är viktig som föda, växt- och boplats samt skydd mot torra och kyla. Många arter kräver död ved av gamla senvuxna träd. Liggande grova stammar med många kraftiga grenar, som gör att de kommer upp en bit från marken, är särskilt värdefulla. Vedlevande fauna och flora kräver död ved i olika ålder och nedbrytningsstadier, helst av olika trädslag. Både hyggen och igenväxande marker kan sänka kvalitén på den döda och döende ved som finns kvar. Skogsbranden skapade förr stora mängder död ved med speciella egenskaper som gynnar en specialiserad svampflora och insektsfauna. Skogsbruket har under de senaste hundra åren förändrat skogarna från att ha varit brandpåverkade, olikåldriga och blandade till att vara likåldriga, trädslagsrena och opåverkade av brand (Östlund m. fl., 1997).

3.1.2 Skogsbrukets historik

Skogarna i Götaland trängdes tidigt undan i bondesamhällets jakt på betes- och odlingsmark. Skogens värde var som ved och råvara för olika trävaror. En växande befolkning minskade skogarnas utbredning genom uppodling, betesmark, virkesfångst, brännved, svedjning, kolning, bränning av pottaska och sjudning av salpeter. De begränsade arealer skog som fanns kvar vid mitten av 1800-talet räddades av att jordbruket ökade sin avkastning med hjälp av handelsgödsel och att allt fler fick försörjning i den växande industrin. Dessutom emigrerade många människor till Amerika.

Skogsmarken i Svealand fick mycket tidigt en stor betydelse för den hastigt växande utvinningen av metaller, främst järn, koppar och silver, under 1600-talet. Skogsträden användes som råvara för framställning av träkol, och hanteringen kulminerade under 1800-talet då det fanns ca 230 masugnar samt 450 stångjärnsbruk i drift.

Bruken krävde stora mängder träkol, och blev med tiden mycket utspridda i skogsområdena för att få tillgång till skogsråvara. Det skogsbruk som levererade råvaran till kolningen berörde under 1800-talet större delen av skogsarealen i Svealand. Avverkningarna av alla trädslag och dimensioner var omfattande och någon organiserad skötsel av skogen förekom inte bland de många små skogsägarna. Under mitten av 1800-talet började järnbruken köpa upp skog, och intresset för återväxt och annan skogsskötsel ökade hos bolag med stora skogsinnehav. Mot slutet av 1800-talet övergick utnyttjandet av skogen till ett kulturskogsbruk i många områden, med förnying och annan skogsskötsel i organiserade former.

Under 1900-talets första hälft minskade behovet av träkol kraftigt, men de anlagda kulturskogarna fick då en stor betydelse, först för sågverksindustrin och senare massaindustrin. Skogsskötseln anpassades till dessa industrigrenar och utgör fortfarande basen för det moderna skogsbruket.

I norra Sverige började nyttjandet av skogen senare och på annat sätt än i söder, även om en del lättillgängliga områden i södra Norrland har en liknande skogshistorik som i Svealand. Glest befolkade områden i kärva klimatlägen gjorde att jakt och fiske dominerade in på 1800-talet. Skogarnas värde var ringa och ägoförhållandena ofta oklara. Under 1800-talet klargjordes ägorätten hos ortsbefolkningen och kronan. Sågverksdriften expanderade under mitten av 1800-talet och behovet av sågtimmer gjorde att allt mer avlägsna delar av inlandet berördes av avverkningar. De stora och råvarukrävande sågverken byggdes nära älvmyningarna och timret flottades dit på vattendragen.

Sågverkens behov ledde till dimensionshuggningar, där till en början endast de grövsta träden togs ut. Avverkningen av gammal skog var mycket omfattande i dalgångarna till de stora vattendragen.

Under början av 1900-talet etablerades massaindustrin som snabbt ökade råvarubehovet. Behovet kompletterade uttaget av sågtimmer i grova dimensioner, och avverkningarna av även klenare virke bidrog till ett mer intensivt utnyttjande av skogen. Redan i slutet av 1800-talet tillämpades i många områden ett kulturskogsbruk, ofta med hyggesbränning och frösådd, men även plantering. Senare under 1900-talet ersattes detta med förnygring genom blädning, vilket ofta resulterade i klen återväxt och luckiga skogar. I takt med att hela skogsindustrin expanderade uppstod ett stort behov av skogsbruksmetoder som ökade produktionen av råvara i skogen. Under början av 1950-talet utvecklades det skogsbruk som dominerar idag, och som normalt omfattar förnygring, röjning, gallring och slutavverkning.

3.2 Miljöproblem med anknytning till skogsbruk

I takt med att punktkällorna i Sverige har minskat sina utsläpp till luft och vatten har miljötillståndet i landet blivit allt mer beroende av föroreningsituationen i stort i Europa. Inom Europa norr om Alperna sker en omfattande transport av luftföroreningar över gränserna, och de förhärskande vindriktningarna gör att Sveriges import av föroreningar från Centraleuropa och de Brittiska Öarna är stor.

I jordbruksintensiva och industritäta områden sker omfattande utsläpp till vattendrag som i många fall ger en föroreningsbelastning på de havsområden som omger Sverige. Utsläpp av föroreningar i Sverige domineras allt mer av diffusa källor i form av till exempel markanvändning och trafik.

Ett omfattande åtgärdsarbete pågår i Europa för att minska de storregionala miljöproblemen. Trots stora ansträngningar och i många fall tillgång till miljöanpassad teknik kommer arbetet att ta flera årtionden i anspråk, vilket gör att effekterna i miljön kommer att finnas kvar relativt länge, men de kommer att minska med tiden. På sikt kan globala effekter orsakade av växthusgaser eller föroreningar som uttunnar ozonskiktet påverka miljötillståndet i Sverige.

Markanvändningen i form av jord- och skogsbruk har under senare decennier, särskilt på 1960 och 70-talen, påverkat den biologiska mångfalden negativt genom schablonartade metoder med bristande hänsyn. Även om en betydande naturvårdsanpassning skett under senare år är stora arealer påverkade av tidigare brukningsformer. Andelen produktiv skogsmark nedanför odlingsgränsen som undantagits från skogsbruk är mycket liten. Utöver reservatsbildningar har arealen ökat något på grund av undantag av mindre områden eller ytor i den brukade skogsmarken, genom frivilliga eller lagreglerade hänsynsområden och hänsynsytor.

Naturvårdsverket har formulerat 14 olika prioriterade miljöhot och som en konsekvens av dessa förslag till nationella miljömål (Anon., 1997a). De miljöproblemen som främst kan påverkas av skogsbruk i form av skogsbränsleuttag beskrivs nedan. Det bör noteras att det inte finns något samlat mål för att motverka hotet mot biologisk mångfald, utan de aspekterna kommer in under respektive miljöhot. Miljöhoten är indelade efter den typ av föroreningar eller verksamheter som skapar miljöproblemen. Förslagen till nationella miljömål för skog sammanfattas i avsnitt 3.4.

3.2.1 Klimatpåverkande gaser

Med växthusgaser menas de gaser i atmosfären som har förmåga att absorbera den långvågiga värmestrålning som utsänds från jorden. Mänskliga aktiviteter innebär att halterna av växthusgaser för närvarande ökar. Därmed befarar man att jordens medeltemperatur kan komma att bli högre, med eventuellt stora konsekvenser för livet på jorden som följd.

Aktuella växthusgaser som ökat på grund av människans markanvändning är koldioxid, metan och dikväveoxid (Rodhe m. fl., 1991; Holmén, 1996). De två sistnämnda gaserna är per molekyl mycket mer effektiva än koldioxid, men trots detta är koldioxid den mest betydande växthusgasen på grund av att den finns i så riklig mängd. Bland de svenska utsläppen svarar koldioxid för ungefär hälften av den totala emissionen av växthusgaser, räknat som koldioxid-ekvivalenter.

Ökningstakten i atmosfären för nämnda gaser är 0,2-1,0 % per år (Eriksson, 1991; Robertsson, 1991; Svensson m. fl., 1991; Holmén, 1996). Koldioxidökningen i atmosfären beror på förbränning av fossila bränslen och på förändrad markanvändning. Metan bildas under anaeroba förhållanden i till exempel risfält, kärr och våmmen på idisslare. Oorganiskt kväve inverkar negativt på den oxidation av metan som normalt sker i syrerika jordar (till exempel Steudler m. fl., 1989). Dikväveoxid, också benämnd lustgas, bildas till en del vid nitrifikation, men i huvudsak vid denitrifikation. Denitrifikation är en mikrobiell process där nitrat under anaeroba förhållanden reduceras till dikväveoxid eller kvävgas.

Kolförråden i skogen utgörs dels av trädens biomassa, dels av markens organiska material. I den boreala skogen föreligger huvuddelen i den senare poolen (Karjalainen & Kellomäki, 1993). Under perioden 1975 till 1985 var tillväxten i skogen större än skörden. Detta innebar en nettoackumulation av koldioxid. Denna ackumulation förbrukade hälften av Sveriges koldioxidutsläpp från förbränning av fossila bränslen (Eriksson, 1991). Vad gäller markförrådet antogs steady-state av Eriksson (1991), men vissa data för de senaste 20 åren antyder en humusupbyggnad (Olsson m. fl., 1994). Denna humusupbyggnad angavs av Lilliesköld & Nilsson (1997) motsvara en kolinlagringen i intervallet 3-7 miljoner ton per år, vilket kan jämföras med en inlagring på 9 miljoner ton per år i stående biomassa.

En åtgärd i Sverige för att nå miljömålet vad gäller växthusgaser är att minska utsläppen av framför allt koldioxid genom att i ökad utsträckning använda skogsbränslen i stället för fossila bränslen. Teoretiskt kan olika skogsbruksåtgärder påverka avgången av vissa andra växthusgaser än koldioxid. Markens omsättning av metan och produktion av dikväveoxid kan förändras av åtgärder som kalavverkning, dikning och eventuellt även av kvävegödsling och tillförsel av andra näringsämnen och kalk. Ofta är det svårt att utan undersökningar avgöra i vilken riktning förändringarna går. Den grundläggande kunskapen om hur mycket av olika växthusgaser som avgår från olika typer av skogsmark är bristfällig, men forskning pågår inom ramen för den samlade klimatforskningen i Sverige och övriga Europa.

3.2.2 Förurning av mark och vatten

Huvuddelen av skogsmarken i Sverige finns på naturligt sura och näringsfattiga marker, och markens nuvarande surhet är ett resultat av en långsam förurning sedan sista istiden, samt effekter av den historiska markanvändningen. Under senare tid (främst efter andra världskriget) har skogsmarken i vissa delar av landet försurats snabbt och stora delar av den naturliga basmättnadsgraden har gått förlorad. En tydlig effekt av denna sentida förurning är att sjöar och rinnande vatten i skogsområdena har förändrats genom att buffringsförmågan (alkaliniteten) har utarmats eller försvunnit, och att pH-värdet har sjunkit. Det gör att inventeringar av sjöförsurningsläget också är en god indikator på det regionala tillståndet i skogsmarken. Förurningen av ytvatten i Sverige är ingående beskriven av Bernes (1991).

Stora delar av Götalands näringsfattiga moränområden uppvisar en kraftig, och onormal, förurning av både mark och vatten. I Svealand finns ett större sammanhängande försurat område som omfattar stora delar av Värmlands län, västra Örebro- och Västmanlands län, samt sydvästra Kopparbergs län. Mindre områden som är försurade återfinns även i den norra delen av Kopparbergs län samt efter Norrlandskusten.

Med begreppet försurad menas att syra/bas-status i mark och vatten har förändrats onormalt snabbt (under 1900-talet) mot ett tillstånd som karaktäriseras av låg basmättnadsgrad, stora mängder utbytbar aluminium och lågt pH (under 4,4) i mineraljordens övre skikt, samt avsaknad av buffring i form av vätekarbonat (alkalinitet) i vatten. Om låga pH-värden i mark och vatten verkligen är orsakade av luftföroreningar, är oklart för vissa områden i mellersta och framför allt norra Sverige (Warfvinge m. fl., 1995). Beräkningar av pH-värdet i Sveriges sjöar i förindustriell tid indikerar att de områden i Mellansverige och Norrland som idag räknas som försurade hade relativt låga pH-värden redan innan markanvändning och utsläpp av försurande luftföroreningar ändrade miljötillståndet (Bernes 1991).

Växternas invasion, jordmånsbildningen och nederbördens utlakning av marken under tusentals år har orsakat en långsam och naturlig försurning sedan sista istiden. Skogsbrukets markanvändning kan påverka försurningsförloppet i olika riktningar. Omfattande skogseldar och kolning kan avläsas i tillfälliga pH-höjningar i skogssjöar, där den historiska vattenkemin har rekonstruerats (Renberg m. fl., 1993). Skogsmarkens översta skikt kan försuras av ett stort biomassauttag inom skogsbruket, där förlusten av basiska ämnen överstiger den naturliga vittringen i marken. I områden med kväverik mark, som södra och sydvästra Sverige kan dock biomassauttag i form av riståkt minska utlakningen av basiska ämnen, eftersom nitrifikationen med efterföljande utlakning av nitrat och baskatjoner ofta blir lägre när riset tas bort (se vidare avsnitt 4.1.4).

I områden som har en lång kontinuitet av skogsklädd mark, och som har haft en låg atmosfärisk belastning av starka syror, har pH-förhållandena sannolikt ändrats lite under långa tider (flera hundra år), även om det i nuläget går att mäta upp låga pH-värden i mark och vatten. Områden med svårvittrade och naturligt sura jordar som har utsatts för en hög belastning av starka syror, huvudsakligen svavelnedfall, uppvisar en kraftig pH-förändring och förlust av buffringsförmåga (alkalinitet) i grund- och ytvatten under senare delen av 1990-talet. Transporten av "sura" väte- och aluminiumjoner från mark till vatten förstärks i dessa områden genom läckage av deponerade rörliga negativa joner (anjoner), särskilt sulfat från svavelsyra.

Vittringen av olika mineral som motverkar markförsurning och skapar nya baskatjoner som är tillgängliga för växterna kan variera kraftigt mellan olika marker beroende på olikheter i berggrund, jordart och klimat. Det gör att tåligheten för syratillförsel är varierande i olika delar av landet, men även inom ett mindre område kan det finnas stora skillnader.

I svensk skogsmark, där skogens kväveupptag främst sker som ammonium, medför växternas upptag av baskatjoner en temporär försurning av marken, som helt eller delvis återställs när växten dör och bryts ned. I en brukad skog med uttag av biomassa sker det förluster av baskatjoner från ståndorten som innebär en försurning av marken. Förlusternas storlek beror på skördeuttagets storlek och är därmed större på bördig mark än på lågproduktiv mark. Därför är förlusterna av baskatjoner från marken betydligt större i södra Sverige med hög tillväxt än i den norra delen av landet med låg tillväxt. Omfattningen av förlusterna styrs också av om endast stamved eller helträd skördas. När hela träd tas ut ökar förlusten av baskatjoner kraftigt jämfört med om bara stammen skördas. Uttag av stamved innebär att cirka hälften av nettoupptaget av baskatjoner skördas (bruttoupptaget som är betydligt större omfattar även upptaget i barr och blad som efter relativt kort tid faller till marken igen, vilket återcirkulerar baskatjoner). För att skörda hela nettoupptaget av baskatjoner krävs ett konsekvent helträdsutnyttjande där toppar och grenar tillvaratas i både gallring och slutavverkning.

Flera försök har gjorts att kvantifiera markförsurningen orsakad av biomassans tillväxt och skörd i relation till nedfallet av starka syror från atmosfären och andra faktorer (Nilsson, 1992, Hallbäcken, 1992). Dessa studier indikerar att ungefär hälften av markförsurningen (minskningen av det utbytbara förrådet av baskatjoner) i mineraljorden under 1900-talet kan

härledas till nettoupptag i biomassa. Den andra hälften står det sura nedfallet för. Detta gäller i huvuddelen av landet, eftersom storleken på biomassaupptaget samt nedfallet av sura ämnen samvarierar, och minskar, från söder till norr i landet. Beräkningarnas precision är sannolikt bäst med avseende på upptag av baskatjoner i biomassa, medan uppskattningarna av den nuvarande och historiska storleken på deposition, vittring och utlakning har betydande osäkerheter. Dessutom anger beräkningarna ett medelvärde under i stort sett hela 1900-talet, vilket innebär att nedfall av försurande ämnen, i synnerhet svavel, har haft en större relativ betydelse för markförsurningen än upptag i biomassa under de senaste decennierna.

Kvävedioxid kan liksom svaveldioxid bilda stark syra som deponeras på mark- och vattenytor. Kväve i form av salpetersyra kan tas upp av växter genom ett jonbyte, som innebär att nitratjonen i salpetersyran byts ut mot en hydroxidjon, som i sin tur kan neutralisera "sura" vätejoner från den ursprungliga salpetersyran. Växternas förmåga att neutralisera salpetersyra förutsätter att allt kväve tas upp, vilket inte alltid är fallet under vinterhalvåret, eller i områden med en mycket hög atmosfärisk belastning av kväve. Om kvävet i salpetersyran lakas ut blir det försurande på samma sätt som svavelsyra. Svavel behövs endast i relativt små mängder för växternas näringsförsörjning och därför leder nästan allt nedfall av svavel (utom neutralt svavel, främst med ursprung i havssalter) till försurning.

I stort sett hälften av alla kväveutsläpp till luft i Europa orsakas av gasformig avgång av ammoniak från jordbruksdrift. Ammoniak omvandlas i atmosfären till ammonium, vilket är en process som neutraliserar syror, till exempel svavelsyra, så att ammoniumsulfat bildas. Detta gör att nederbördens pH stiger, men när ammoniumkväve deponeras, och tas upp av växter, frigörs vätejoner från växtens jonbytessystem och den ursprungliga neutraliserande effekten av ammoniak motverkas. Om inte ammonium tas upp av växter, eller om det deponeras på en sjöyta, kan den omvandlas till nitrat, vilket är en försurande process. Försurningseffekten förstärks ytterligare om nitraten inte tas upp av växter utan utlakas från marken.

Deposition av försurande luftföroreningar i Sverige

Depositionen av försurande luftföroreningar till skog i olika delar av Sverige har kartlagts i både nationella och regionala studier i landet (Lövblad m. fl., 1992 och 1995, Hallgren Larsson m. fl., 1995 och 1997). Studierna har visat att depositionen av svavel och kväve har en tydlig gradient från ett kraftigt förhöjt nedfall i stora delar av södra Sverige till ett nedfall i den norra delen av landet som inte är påtagligt högre än en naturlig bakgrundsbelastning.

Undersökningar i permanenta skogsytor i hela landet visar en kraftig gradient från söder till norr, i synnerhet i medelålders och äldre granskog (tabell 3:3). Svavelnedfallet är betydligt högre i skog än på ett öppet fält beroende på torrdepositionens (gaser och partiklar) bidrag i skogen. Kvävenedfallet är svårt att mäta direkt i krondropp eftersom kväve tas upp och omvandlas i trädkronan. Det gör att lägre värden normalt uppmäts i krondropp än i nederbörden på öppet fält. I högbelastade områden i sydvästra Sverige är dock nedfallet i skog betydligt högre än på öppet fält (Hallgren Larsson m. fl., 1997).

Tabell 3:3 Nedfall av svavel och kväve under oktober 1994 - september 1995. Variation mellan medelvärderna i olika län, baserat på mätningar i fyra län i norra Sverige, sex län i mellersta Sverige och tio län i södra Sverige.

Region	Svavel, kg/ha*år		Kväve, kg/ha*år	
	Öppet fält	Krondropp i granskog	Öppet fält	Krondropp i granskog
Norra Sverige	2-4	2-3	2-3	1
Mellersta Sverige	4-5	6-9	5-6	2-5
Södra Sverige	4-9	7-16	5-14	2-20

Skogsmarkens försurningsgrad

Yttäckande karteringar av skogsmarkens försurningsgrad har utförts av Riksskogstaxeringens ståndortskartering främst under 1980-talet, och data har bearbetats av Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skoglig marklära (Liljelund m. fl., 1990). Resultaten visade att sura skogsmarker kan påträffas över hela landet, men andelen marker med ett pH-värde lägre än 4,4 i övre delen av rostjorden var mycket större (nära 40 % av provtagen areal) i de högst belastade områdena i sydvästra Sverige, jämfört med till exempel norra Norrland (4-5 % av provtagen areal). Gränsen pH 4,4 har satts för att markera den nivå där lägre värden medför en påtaglig risk för höga aluminiumhalter i markvatten kombinerat med låga halter av baskatjoner, samt risk för ökad rörlighet av skadliga ämnen som vissa tungmetaller, och minskad rörlighet (fastläggning) av viktiga näringsämnen, till exempel fosfor.

Utöver Riksskogstaxeringen utför Skogsstyrelsen regionala undersökningar av markkemi i permanenta skogsytor, så kallade observationsytor, där även kronutglesning och tillväxt undersöks. I många av dessa ytor undersöks även deposition av luftföroreningar samt markvattenkvalitet.

Undersökningar av markvatten i permanenta skogsytor (Skogsstyrelsens observationsytor) i landet har visat på regionala skillnader, där de lägsta pH-värdena och de högsta halterna av aluminium och oorganiskt kväve sammanfaller med områden med den hösta depositionen av försurande luftföroreningar (Westling m. fl., 1992). Samtidigt har de områdena i regel den högsta skogstillväxten, vilket ytterligare ökar försurningshastigheten i marken. Under samma tid som de försurande luftföroreningarna har ökat och kulminerat under 1900-talet har skogstillståndet i södra Sverige förändrats kraftigt från glesa och lövrika bestånd till välsluten barrskog, dominerad av gran.

Mineraljordens surhetsgrad är enbart en av två faktorer som krävs för att höga halter av aluminium skall uppträda. Den andra faktorn är depositionen av starka syror från atmosfären där vätejon tillskottet reagerar med mineraljordens aluminiumbuffertsystem så att aluminiumjoner frigörs till markvattnet (Berdén m. fl., 1987; Lükewille m. fl., 1993).

I områden med hög atmosfärisk belastning av försurande luftföroreningar är utlakningen av baskatjoner stor, trots att förrådet av utbytbara baskatjoner i marken är litet. Med tiden minskar utlakningen av baskatjoner i den starkt försurade marken, om nedfallet av starksyra fortsätter. Detta har visat sig som minskande halter med tiden av främst kalcium i markvatten från södra Sverige, samtidigt som aluminiumhalterna fortsatt att vara höga, eller till och med ökat (Hallgren Larsson m. fl., 1997). Detta leder till sjunkande basmättnadsgrad och minskande kvot mellan baskatjoner och aluminium i markvattnet.

Med syfte att motverka försurningseffekter i skogsmark har olika försöksverksamhet med kalkning och vitaliseringsgödning genomförts under perioden 1983 till 1997. Av naturvårdsverkets finansierade försök med kalkning av skogsmark finns redovisade i Staaf m. fl. (1996). Naturvårdsverkets försöksverksamhet med vitaliseringsgödning har nyligen avslutats och publicering av de samlade resultaten planeras till 1998. Skogsstyrelsen har sedan 1990 utfört storskaliga försök med kalkning, och senare vitaliseringsgödning, av skogsmark i södra Sverige (Anon., 1993d). Skogsstyrelsens försök med vitaliseringsgödning har i första hand använt en blandning av krossad kalk och härdad trädaska.

Ytvattnets försurning

Försurning av ytvatten i skogsområden upptäcktes redan i slutet av 1960-talet i Sverige och en intensiv forskning startade kring sjöar och rinnande vatten. Under 1970-talet påbörjades försök med åtgärder i form av kalkning för att återställa vattnets pH och alkalinitet.

Försöksverksamheten ledde fram till ett omfattande program för kalkning av ytvatten. Forskningen var länge fokuserad på vattendragen, men med tiden stod det alltmer klart att nyckelprocessen i försurningsutvecklingen var att skogsmarkens förråd av baskatjoner hade utarmats så kraftigt av det atmosfäriska starksyranedfallet att den normala buffertmekanismen (jonbyte med baskatjoner) i marken var satt ur spel, och ersatt med en aluminiumbuffring. Denna utarmning av markens baskatjonförråd skedde innan grund- och ytvatten uppvisade låga pH-värden och höga aluminiumhalter. Minskningen av mineraljordens basmättnadsgrad, orsakad av starksyranedfall, är inledningen till en händelsekedja som (om nedfallet fortsätter) med tiden ger effekter i mark och vatten samt på vegetation. Denna process beskrevs först av Odén (1968).

Idag bidrar mycket stora arealer skogsmark (hela arealen där det finns kraftigt försurade sjöar) i landet med ett avrinningsvatten som har ett så lågt pH-värde och så hög aluminiumhalt att det är starkt giftigt för fisk och andra organismer. Detta har orsakat utbredda skador i sjöar och rinnande vatten, som nu motverkas med kalkning. Effekten på skogens tillväxt och vitalitet av de kraftigt försurade markerna är oklar, eftersom skogstillståndet påverkas av så många faktorer, inte minst kvävenedfallets tillväxtstimulerande effekt. En omfattande redovisning av försurningsläge och historik samt orsaker till försurning av grund- och ytvatten, prognoser för framtida försurningsutveckling och motåtgärder som kalkning finns i Bernes (1991).

Kritiska belastningsgränser för svavel och kväve

Syftet med kritiska belastningsgränser är att skapa ett verktyg som kan kvantifiera framtida förändringar i miljön, samt behovet av åtgärder. Åtgärdsbehovet sätts i relation till ett acceptabelt föroreningsstillskott till naturmiljön som inte orsakar skadliga biologiska effekter. Arbetet med att definiera och formulera kritiska belastningsgränser för svavel och kväve har utförts av ett stort antal forskare i Europa och Nordamerika (Nilsson & Grennfelt, 1988, Grennfelt & Thörnelöf, 1992; Brodin & Kessler, 1992).

Kritiska belastningsgränser anges för svavel och kväve eftersom de är de primära föroreningarna som släpps ut till luft och som bildar syror i atmosfären, eller i mark och vatten.

Beräkningen av kritisk belastning bygger på en massbalans för aciditet i skogsmarken som tar hänsyn till tillförsel av aciditet (deposition av syror, växternas upptag av baskatjoner och utlakning av alkalinitet) och bortförsel (upptag, immobilisering och denitrifikation av kväve, vittring samt utlakning av aciditet). Nettoupptaget av näringsämnen (tillväxt av stam och grenar) kvantifieras i brukade skogar och beräkningen förutsätter ett konsekvent uttag av all producerad trädbiomassa (utom den fallförna som producerats under omloppstiden, ej heller stubbar och rötter).

Med detta beräkningssätt överskrids idag de kritiska belastningsgränserna för syratillförsel till skogsmarken i större delen av Sverige, med de största överskridandena i den södra delen av landet (Warfvinge & Sverdrup, 1995). Konsekvensen av detta är att markförsurningen fortskrider så länge syratillförseln inte balanseras av syranutralisering eller bortförsel av syra med avrinningen. Om trädens upptag av baskatjoner skall leda till en mer permanent markförsurning över mer än en skogsgeneration förutsätter det att träden avverkas så att inte baskatjonerna återförs till marken.

Den kritiska belastningsgränsen i skog motsvarar den maximala mängd aciditet som ett skogsekosystem kan ta emot utan att ekosystemet skadas. Detta innebär att skogsmarken kan försuras till en viss nivå, under förutsättning att vegetationen ej tar skada. Enligt ett ofta använt sätt att beräkna kritiska belastningsgränser uttrycks risken för skador på vegetationen som kvoten (mol) mellan baskatjoner och aluminium (exklusive natrium) i markvatten (Warfvinge & Sverdrup, 1995).

Kvoter under 1 kan enligt Warfvinge & Sverdrup (1995) minska skogsträdens tillväxt. Den tillförsel av aciditet som ger kvoten lika med 1 i ett specifikt skogsområde är den kritiska belastningsgränsen för denna miljö. Vid beräkningar för stora skogsområden anges oftast att värdet för kritisk belastning skall gälla för 95 % av arealen. Acceptabel tillförseln av aciditet kan räknas om till deposition av försurande luftföroreningar, och om den aktuella depositionen överskrider detta värde överskrids även den kritiska belastningsgränsen.

Relevansen i att använda kvoten baskatjoner/aluminium i markvatten som grund för att bedöma risken för tillväxtnedsättningar hos skogsträd har ifrågasatts (Högberg & Jensen, 1994). Örlander m. fl. (1994) fann inget samband mellan kvoten i markvatten och avvikelser från prognostiserad tillväxt i 20 permanenta skogsytor med medelålders till äldre gran i södra Sverige, trots att kvoten var under 1 i hälften av ytorna.

Spegelbilden av en budget för aciditet i skogsmark är en budget för omsättningen av baskatjoner. Sannolikt ger en beräkning av nettoförändringar i tillgången på baskatjoner det bästa underlaget för att bedöma eventuella miljöeffekter av en skogsbruksmetod på framtida näringstillgång samt markens och vattnets syra/bas-status (Westling m. fl., 1997). För att kunna göra bedömningar på beståndsnivå, eller för en speciell skogstyp, krävs dock att massbalansen för baskatjoner baseras på data som är relevanta för det beståndstypen. I en undersökning i Älvsborgs län konstaterar Stegmann & Sverdrup (1996) att den kritiska belastningsgränsen överskrids i många områden, men att den framtida risken för tillväxtnedsättning och näringsobalans i skogsekosystemet, när depositionen av försurande luftföroreningar minskar, främst kommer att vara knuten till nettoförluster av baskatjoner.

Prognoser om deposition och markförsurning

Arbetet med utsläppsreduktioner i Europa har tidigare reglerats av ett svavelprotokoll inom ramen för FN:s konvention om gränsöverskridande luftföroreningar (CLRTAP) som innebar att flertalet av Europas stater förband sig att minska svavelutsläppen i luft med 30 % mellan 1980 och 1993. Ett kväveprotokoll innebar att de flesta länderna förband sig att frysa kväveoxidutsläppen vid 1980-1985 års nivå fram till 1998. Några stater åtog sig dessutom att reducera utsläppen med 30 %.

Totalt sett har minskningen på 30 % av svavelutsläppen i Europa uppnåtts, men utfallet varierar mellan de olika länderna. Ett nytt svavelprotokoll undertecknades 1994 med utgångspunkten att överskridandet av den kritiska belastningsgränsen skall minska kraftigt. Det innebär för Sveriges del att 90 % av skogsmarken kommer att ligga under belastningsgränsen, om åtgärderna genomförs. Minskningen av svavelutsläppen kommer dock att ta avsevärd tid, även om målet accepterats av flertalet länder i Europa. Tidplanen varierar mellan länderna, men avtalade utsläppsminskningar skall i regel vara genomförda före år 2010.

Det nuvarande protokollet för kväveoxider gäller i ytterligare ett år, och fram till i dag har ingen egentlig reduktion skett. En marginell minskning kan förväntas till sekelskiftet, och därefter är utvecklingen osäker. Nya internationella förhandlingar om minskning av de europeiska kväveutsläppen kommer att påbörjas under 1997.

Utsläppen av reducerade kväveföreningar (ammoniak) kommer sannolikt inte att förändras i någon större utsträckning fram till år 2000. Beslut om nedskärningar i utsläppen har fattats i vissa länder som teoretiskt kan medföra en minskning av ammoniumbelastningen med 20 % i södra Sverige fram till sekelskiftet. Det är dock osäkert om målet uppnås.

Flera studier har beskrivit markförsurningsutvecklingen under 1900-talet i Sverige genom förnyade undersökningar av provgropar i skogsmark (morän) som första gången studerades i början eller mitten av 1900-talet (Nilsson & Tyler, 1995). Eriksson m. fl. (1992) undersökte

tre transekter med provgropar i barrskog i södra, mellersta respektive norra Sverige, och drog slutsatsen att markförsurningshastigheten hade ett nära samband med depositionen av försurande luftföroreningar. I sydvästra Sverige kunde en försurningseffekt spåras ned till två meter i mineraljorden. I norra Sverige var inverkan av depositionen på markförsurningen liten. Studien redovisar nettoeffekten på markens försurningsgrad och kan inte klart skilja mellan den del som beror på nedfall av starksyra och biomassans upptag av baskatjoner. Tamm och Hallbäcken (1988) jämförde två områden med gran och tall i södra (Tönnersjöheden) respektive norra (Kulbäcksliden) Sverige, med avseende på pH i olika markhorisonter under två tidsperioder, 1926 till 1927 och 1982 till 1985. Jämförelsen visade att mineraljorden på Tönnersjöheden var surare redan på 1920-talet än den norra lokalen. Dessutom konstaterades att försurninghastigheten var betydligt högre på den södra lokalen mellan 1920- och 1980-talet. Den snabba försurningsutvecklingen på Tönnersjöheden, jämfört med Kulbäcksliden, kunde inte förklaras enbart med skillnader i skogshistorik, produktion, klimat eller markens mineralogi. Den mest sannolika förklaringen är högre nedfall av sura ämnen i söder.

Historiska tidsserier på markförsurningsutveckling samt massbalansberäkningar av flöden av starksyra och baskatjoner i skogsekosystem har legat till grund för prognoser på framtida markutveckling. Olsson m. fl. (1993) och Olsson (1996b) konstaterar att vittringen i skogsjordarna inte är tillräcklig i större delen av Sverige, för att kompensera för förluster av baskatjoner genom naturlig utlakning, utlakning orsakad av starksyranedfall samt biomassauttag. Underskottet är störst i områden med hög deposition av försurande luftföroreningar. Hallbäcken (1992) drar slutsatsen, efter studier på Tönnersjöheden i Halland, att fortsatt hög deposition av svavel och kväve, i form av starka syror, kommer att ytterligare minska markens tillgängliga förråd av baskatjoner. Detta medför en betydande risk för en framtida minskning av markens bördighet.

Sverdrup m. fl. (1992) och Warfvinge & Sverdrup (1995) har med hjälp av modellberäkningar visat att 82 % av den nuvarande skogsmarksarealen i Norden i framtiden kommer att uppvisa en onormalt snabb försurningsutveckling, förutsatt att den nuvarande depositionen av svavel och kväve inte förändras.

Undersökningar i permanenta skogsytor i södra Sverige under tio år fram till 1995 visar att många ytor har en fortskridande försurning av markvattnet i mineraljorden, trots att depositionen av starka syror minskat med mer än 30 % (Hallgren Larsson m. fl., 1997). Detta indikerar att tillförseln av aciditet måste minska ännu mycket mer för att ett återhämtningsförlopp skall kunna påbörjas (ökning av markens basmättnadsgrad).

3.2.3 Övergödning av mark och vatten

Två miljöproblem med storregional utbredning som orsakats av onormal kvävebelastning har observerats i Sverige (och i många andra länder i Europa). Det första är en övergödning av havsområdena runt Sverige och det andra är en förändring av den landlevande floran.

Övergödning i havsområden

Övergödningen av havsområdena leder till en ökad alg tillväxt, som i sin tur kan orsaka problem med syretillgången i bottenvatten när algerna dör och bryts ned. Kraftig algblomning kan även tillfälligt orsaka problem genom att vissa alger utsöndrar giftiga ämnen. Kväve är ett bristämne i havet och ökad tillförsel ger en gödningseffekt i alla Sveriges kusthav, men effekten avtar mot norr i Bottniska viken (Bottenhavet och Bottenviken) där salthalten sjunker. I vatten med låg salthalt, som i inlandsvatten och starkt utsötat havsvatten, är i första hand fosfor begränsande för algernas tillväxt. Fosfor är även begränsande för kvävefixerande alger som finns i Östersjön och skärgårdarna (Anon., 1993a, Anon., 1997c).

Havsområdena omkring Sverige har ursprungligen varit näringsfattiga. I Kattegatt beräknas kvävebelastningen ha ökat med sex gånger sedan sekelskiftet och i Bottniska viken är belastningen nära fördubblad under samma tid. Källor som jordbruk, samhällsutsläpp och atmosfäriskt nedfall på sjötytor dominerar tillförseln. Skogsbrukets bidrag har beräknats till ca 1 % av den totala mänskliga tillförseln av kväve från Sverige till inlandsvatten söder om Dalälven (Anon., 1997c). Både brukad och obrukad skogsmark har normalt låga arealförluster av kväve (1-2 kg per ha och år) och skogsbrukets bidrag uppstår huvudsakligen genom en förhöjd utlakning under några år efter kalavverkning (Nohrstedt, 1993). För att minska tillförseln av kväve till omgivande hav krävs framför allt åtgärder inom jordbruket och samhällenas avloppsutsläpp, samtidigt som utsläppen till luft måste minska. Det är också mycket viktigt att de naturligt låga arealförlusterna av kväve från skogsmark inte ökar på grund av hög deposition eller skogsbruksmetoder som stimulerar kväveutlakning.

Gödningseffekter på landlevande växter

Den andra storregionala effekten av onormal kvävebelastning är gödningseffekter på landlevande växter, orsakad av förhöjt atmosfäriskt nedfall av kväve. Hur kraftiga effekterna är på olika platser i Sverige beror på var i den tydliga gradienten i kvävebelastning som området befinner sig. Den högsta kvävebelastningen finns i sydvästra Sverige och nedfallet minskar mot nordost, med en viss förhöjning vid ostkusten, jämfört med områden inne i landet.

Det är svårt att separera ut effekter av den pågående försurningen och av kvävedeposition på vegetationens sammansättning. Resultat från kombinerade försurnings-, kalknings- och kvävegödningförsök visar dock att florans sammansättning i huvudsak styrs av kvävefaktorn (Rodenkirchen, 1992; Tamm, 1991; Kellner & Redbo-Torstensson, 1995).

Nedfall av kväve från luften kan öka skogsträdens tillväxt, men även påverka botten- och fältskikt i skogsmarken (Rosén m. fl., 1992). Frekvensen av markvegetationstypen som domineras av smalbladiga gräs har ökat i Götaland. Detta behöver ej betyda att gräset ökat i täckning, utan det kan vara en effekt av att lingon- och blåbärsris minskat. Observerade vegetationsförändringar i sydsvensk ädellövskog är i huvudsak att relatera till kvävefaktorn (Falkengren-Grerup, 1992). Enligt Hallbäcken m. fl. (1996) kommer sannolikt storleken av den framtida kvävedepositionen att sätta gränserna för hur skogsmarksfloran kommer att vara sammansatt. Det har dock föreslagits att de floraförändringar som observerats, och som antagits bero på kvävenedfall, till en del kan förklaras av betetryck från en kraftigt ökad rådjursstam (G. Örlander SLU, muntl. medd., observationer baserade på studier i bland annat Asa försökspark).

Kritiska belastningsgränser för kväve

Den kritiska belastningsgränsen för kväve kan formuleras med andra utgångspunkter än syrabidraget till skogsmarken, eftersom det normalt även är ett tillväxtbegränsande ämne. Den kritiska belastningsgränsen kan beräknas med en massbalansmodell som summan av biomassans upptag av kväve (som skördas), normal upplagring i marken samt acceptabel utlakning till vatten (Rosén m. fl., 1992). Beräkningen görs normalt för en tidsperiod av 100 år, det vill säga kvävenedfallet skall vara så lågt att skadlig uppbyggnad av kväveförrådet undviks på lång sikt. Andra beräkningsmetoder bygger på empiriska data rörande vegetationsförändringar, eller balansen mellan markens vittringshastighet och lokalens totala kväveutbud (Hornung m. fl., 1995). Alla de använda metoderna bygger på den ursprungliga definitionen av kritisk belastning som innebär att "känsliga element" i ekosystemet inte får skadas av föroreningstillskott (Nilsson & Grennfelt, 1988). Nyttillskott av kväve till skogsmarken sker genom nedfall från luften. Det naturliga bakgrundsnedfallet i Sverige är lågt, några få kilo per hektar och år, men stora utsläpp inom landet och i övriga Europa gör att nedfallet är förhöjt framför allt i den södra delen av Sverige.

De teoretiska beräkningarna visar att belastningsgränsen för kväve till skogsmarken överskrider i en stor del av landet, i synnerhet i södra Sverige. Överskridandet innebär att markerna får en onormalt snabb upplagring av kväve och på sikt riskerar de att få ett förhöjt läckage till yt- och grundvatten.

Beräkningarna utgår i normalfallet från att den framräknade belastningsgränsen skall gälla för 95 % av skogsmarksarealen i en region. Det innebär att skogsmark med liten kapacitet att ta emot kväve avgör belastningsgränsen och att 5 % av arealen har lägre belastningsgräns än den satta.

Denna typ av beräkningar har som syfte att visa på storskaliga mönster i Europa, och kan karaktäriseras som en första grov ansats att beskriva kriterier för normala kväveflöden i skogsekosystem. Dessa beräkningar skall ligga till grund för internationella förhandlingar om utsläppsbegränsningar.

Enskilda bestånd med olika brukningsintensitet har naturligtvis olika förutsättningar att ta emot kväve, utan att en oönskad upplagring eller utlakning sker, vilket gör att de kritiska belastningsgränserna kan variera kraftigt inom ett skogsområde. Massbalanstänkande, där tillförsel och bortförsel av kväve jämförs, kan tillämpas på beståndsnivå men det kräver att ingångsdata från den enskilda ståndorten används. Resultatet av massbalansberäkningen kan ge ett teoretiskt mått på nettoupplagring, eller förlust, av kväve på ståndorten.

För att besvara frågan om, och hur fort, en onormalt stor upplagring av kväve i skogen kan leda till ett förhöjt läckage av kväve till grund- och ytvatten, eller andra skador på "känsliga element" i skogsekosystemet, saknas ofta grundläggande kunskap om kvävet dynamiska inverkan på vegetation och markprocesser, samt om kvävet stabilitet i olika förråd som kan byggas upp framför allt i marken.

3.2.4 Nyttjande av mark och vatten som produktions- och försörjningsresurs

Miljöhotet har starka kopplingar till de ovan beskrivna miljöproblemen försurning och övergödning av mark och vatten. Skogsmarkens långsiktiga produktionsförmåga påverkas även av skogsbrukets metoder och intensitet. Hur uttag av biomassa påverkar produktionsförmågan beskrivs i avsnitt 4.2.

3.2.5 Anspråk mot särskilt värdefulla områden

Merparten av landets skogar är mer eller mindre påverkade av människans aktiviteter. Skogsbruket tar en stor andel av skogsmarken i anspråk, resterande delar påverkas av luftföroreningar, friluftsliv med mera. Endast mycket små arealer torde vara helt opåverkade. Människans påverkan kan vara både negativ och positiv för den biologiska mångfalden. Oftast handlar det om en negativ effekt, men den mångfald som idag är hotad i södra Sverige är i stor utsträckning en produkt av tidigare markanvändning. Ett exempel på det senare kan vara beteshagar och slåtterängar som nu planterats med granskog eller växer igen i brist på hävd.

En utarmning av mångfalden innebär att både biotoper och arter försvinner. Arter som bedöms ha en utsatt situation har placerats på den så kallade "röda listan". Beroende på graden av utsatthet placeras de i fem olika kategorier. I landet finns idag ca 1900 rödlistade skogsarter (Anon., 1997b). De största grupperna är ryggradslösa djur (ca 970 arter), storsvampar (ca 460 arter) och lavar (ca 170 arter). De flesta rödlistade arterna finns i södra Sverige och är där oftast knutna till ädellövskogen.

Den främsta hotfaktorn för de skogslevande arterna är skogsbruket. Detta gäller hela 95 % av arterna (Gustafsson m. fl., 1995). Den viktigaste bristen i den brukade skogen är avsaknaden av gamla eller döda träd. Denna brist hotar ca 70 % av de rödlistade arterna. Omvandlingen av glesa lövdominerade skogar till täta granskogar hotar också många arter. Bland skogsbruksåtgärderna hotar kalhuggning det största antalet arter.

Hela 80 % av de rödlistade arterna anses reagera negativt på kalhuggning (Anon., 1994; Gustafsson, m. fl., 1995). Nästan hälften av dessa anses dock kunna tåla viss försiktig huggning, så kallad plockhuggning. Andra brukningsåtgärder i skogen kan också ha en negativ inverkan på rödlistade arter, till exempel dikning och brandbekämpning.

Den skogspolitiska kommittén har utfört en omfattande analys av skogsbrukets miljöanpassning (Anon., 1992). Utredningen konstaterar att under 1900-talet har den andel av Sveriges landareal som är skogbevuxen ökat, liksom den årliga tillväxten och virkesförrådet.

Det stora virkesförrådet och den årliga tillväxten ger bra förutsättningar för ett ekonomiskt framgångsrikt skogsbruk i framtiden, under förutsättning att inte luftföroreningar eller andra miljöstörningar skadar skogen så att tillväxten minskar.

Kommittén anser att ett nytt synsätt behövs för att förutse och förebygga skador på miljön. Ekonomisk och ekologisk hänsyn står inte i motsättning till varandra, utan miljöanpassning medför sannolikt även en långsiktigt bättre ekonomi. Olika sätt att bruka och utnyttja skog måste grundas på en helhetssyn på skogen som ekologiskt system.

Det finns minst tre tänkbara alternativ för hur skogsbruket framgent kan bedrivas och skogsmarksarealen utnyttjas för att uppnå en hög produktion och samtidigt bevara den biologiska mångfalden i skogsekosystemen.

1. Skog för produktion och för natur- och miljöskydd separeras areellt genom avsättning av stora naturreservat.
2. Skogen brukas med olika intensitet med hänsyn till markens produktionsförmåga och avstånd till fabriker och marknad.
3. Skogen brukas med sikte på hög produktion och god natur- och miljöhänsyn över hela skogsmarksarealen.

För ett land som Sverige där nästan all skogsmark brukas är det tredje alternativet mest attraktivt enligt kommittén. Ett skogsbruk som kombinerar hög produktion med god miljöhänsyn bör kunna få den bästa effekten på bevarandet av skogens biologiska värden, i synnerhet i områden där många människor bor (alternativ 2 innebär ett intensivt skogsbruk i dessa områden). Alternativ 1, att avsätta stora arealer som naturreservat bedöms inte som ekonomiskt realistiskt, men även alternativ 3 kräver en viss ökning i arealen skyddad skogsmark.

Miljöhänsyn i brukad skogsmark skall uppnås genom att i ökad omfattning anpassa skogsbruksmetoderna till naturskogens biologiska funktioner. Genom ståndortsanpassning skall trakthygges- och blädningsskogsbruk tillämpas på ett miljöanpassat sätt. Lämpliga marker skall efter avverkning återbeskogas genom naturlig föryngring. Ett miljöanpassat skogsbruk kräver i vissa lägen att nya brukningsformer utvecklas.

Efter 1909 års naturskyddslag har olika former av skydd av naturen etablerats. *Nationalpark* är större sammanhängande områden med starkt skydd. *Naturreservat och naturvårdsområden* har olika restriktioner för markanvändning, men i naturvårdsområden får inte pågående markanvändning avsevärt försvåras.

Naturminnen och biotopskydd utgör små skyddsvärda områden eller punktobjekt. Det finns även möjlighet för markägare att sluta ett *naturvårdsavtal* med staten, vilket innebär restriktioner för skogsbruket till förmån för skyddet av biologisk mångfald.

1996 fanns totalt 830 000 ha totalt skyddad produktiv skogsmark i Sverige i nationalparker, naturreservat och domänreservat (Anon., 1997b). Detta motsvarar 3,7 % av den produktiva arealen skogsmark i landet. Nedan gränsen för fjällnära skog är 173 000 ha (0,8 %) skyddat. Biotopskydd och naturvårdsavtal utgör små arealer. På de ca 200 000 ha som föryngringsavverkas varje år lämnas i genomsnitt fem procent av arealen i form av hänsynsytor.

Skogsbruket avsätter utan ersättning ca 300 000 ha (1,5 %) produktiv skogsmark, i form av hänsynsområden större än 0,5 ha, nedanför gränsen för fjällnära skog. Skogsstyrelsen och Naturvårdsverket bedömer att de frivilliga avsättningarna sannolikt kommer att fördubblas när skogsbolagen är färdiga med sitt inventerings- och planeringsarbete (Anon., 1997b).

En summering av de arealer produktiv skogsmark som är skyddad eller undantagen från skogsbruk har stora osäkerheter. Beräkningar från enskilda områden som landskapsplanerats visar på avsättningar i storleksordningen 10 % av den produktiva arealen. Privatskogsbruket uppskattar frivilliga undantag (avverkningshänsyn och hänsynsområden) till ca 10 %. Den totala arealen skyddad och undantagen produktiv skogsmark i landet har av privatskogsbruket uppskattats till 11 % (Sandström, 1997) med ovanstående arealer som grund för beräkningen.

Utöver arbetet med större skyddsvärda områden sker olika inventeringsarbeten med syfte att identifiera lokaler med skyddsvärd fauna och flora. Detta har bland annat underlättat för markägare att göra meningsfulla undantag från normalt skogsbruk i speciellt värdefulla delar av skogsmarken. Sedan 1993 genomförs en inventering av *nyckelbiotoper* i skogsmark där man finner, eller har en stark förväntan att finna, akut hotade, sårbara, sällsynta eller hänsynskrävande arter (så kallade rödlistade arter). Skogsstyrelsen inventerar småskogsbrukets marker och storskogsbruket utför egna inventeringar. Efter en inventering av ca 50 % av arealen i småskogsbruket har drygt 15 000 nyckelbiotoper identifierats. En uppskattning visar att arealen nyckelbiotoper utgör knappt 1 % av den produktiva skogsarealen (Anon., 1996). Medianvärdet för storleken på nyckelbiotoperna varierar från 1,2 ha i söder till 1,5 ha i norr. En rikstäckande inventering av *sumpskogar* påbörjades 1990. Arealen sumpskog i landet uppskattas till ca 4 miljoner ha (Anon., 1996). Länsstyrelserna i landet har utfört en *ängs- och hagmarksinventering* som har identifierat mer eller mindre skogbevuxna biotoper som ofta har ett högt skyddsvärde.

3.2.6 Övriga miljöhot

Övriga miljöhot av betydelse för skogsbruk och i synnerhet uttag av avverkningsrester är påverkan genom metaller, påverkan av organiska miljögifter samt strålning. I huvudsak innebär uttag av biomassa från skogen att skogsmarkens förråd av giftiga ämnen minskas. Detta kan motverkas av att näringskompensation sker med trädaska. Om tillförseln av trädaska, eller annat gödselmedel som innehåller miljögifter, motsvarar en större mängd än vad som togs ut vid avverkning kan åtgärden bidra till en upplagring av oönskade ämnen i skogsmarkens mårskikt. Bland tungmetallerna är bly, kadmium och kvicksilver av speciellt intresse eftersom de är starkt toxiska och ackumulerbara i organismer. Halterna av dessa metaller i mårskiktet har ökat 3-10 gånger i en stor del av landet sedan förindustriell tid. Ökningen är störst i södra Sverige (Anon., 1993d) Eldning av avverkningsrester från områden med radioaktivt nedfall från Tjernobyl-olyckan kan ge höga halter av framför allt cesium i askan, som vid näringskompensation i skogsmark kan ge en oönskad återföring av radioaktivt cesium.

3.3 Aktionsplan för biologisk mångfald och uthålligt skogsbruk

Med utgångspunkt från de övergripande miljömål som beslutats av regering och riksdag bland annat i skogspropositionen "En ny skogspolitik" (Prop. 1992/93:226) har miljömålet jämförts med virkesproduktionsmålet. Propositionen bygger i sin tur på ett omfattande utredningsmaterial från 1990 års Skogspolitiska kommitté (Anon., 1992). Skogsstyrelsen har på uppdrag av regeringen utarbetat en aktionsplan för biologisk mångfald avseende skogsbruk (Anon., 1995a), med utgångspunkt i den av riksdagen beslutade skogspolitiken och de av riksdagen beslutade miljömålen. Aktionsplanen behandlar främst mål för att bevara den biologiska mångfalden och minska effekterna av luftföroreningar. Planen innehåller sektorsmål för skogsbruk och förslag till åtgärder och prioriteringar, samt ett strategiavsnitt.

Mål och åtgärder beskrivs närmare för biologisk mångfald på olika nivåer, skogsmarken, uthållig virkesproduktion samt mångbruk av skogen.

Skogsstyrelsens aktionsplan ingår i Naturvårdsverkets samlade aktionsplan för biologisk mångfald som utarbetats på uppdrag av regeringen (Anon., 1995b). I den samlade aktionsplanen ingår en utvärdering av de olika sektorsmyndigheternas aktionsplaner. Naturvårdsverket menar att det råder en samsyn mellan Naturvårdsverket och Skogsstyrelsen i beskrivningen hur problemen ser ut. Naturvårdsverket vill dock ha mer kvantifierade sektorsmål. Som exempel nämns:

- Ökning av mängden grova äldre träd.
- Ökning av mängden död ved.
- Ökning av lövandel i barrbestånd.

Aktionsplanen (Anon., 1995b) var ett underlag för regeringens proposition 1996/97:75 ”Skydd av hotade arter samt aktionsplaner för biologisk mångfald”. I propositionen redovisas regeringens ställningstagande till aktionsplanens åtgärdsförslag. Regeringen prioriterar några åtgärder som berör skogsmark. Inventering av hotade arter skall prioriteras. Risker med införsel och spridning av främmande arter och genetiskt material skall utredas. Informations- och utbildningsinsatser om biologisk mångfald och hållbart nyttjande görs med tonvikt på olika frivilligorganisationers medverkan. Naturvårdslagens förbud mot markavvattning utökas att gälla i ytterligare områden i Götaland.

Skogsstyrelsens förslag till sektorsmål sammanfattas nedan:

Nivå/åtgärd	Sektorsmål
<i>Ekosystem och biotopnivå</i>	
Detaljhänsyn vid skogsbruksåtgärder	Vid skogsbruksåtgärder tas detaljhänsyn så att: <ul style="list-style-type: none"> • mängden grova äldre träd med vissa naturvärdeskvaliteter i skogslandskapet ökar • mängden död ved med vissa naturvärdeskvaliteter i skogslandskapet ökar • variationen av träd- och buskarter bibehålls.
Skogsskötsel i talldominerad skog på torr och frisk mark	Skogsskötseln anpassas till bakomliggande naturlig dynamik så att: <ul style="list-style-type: none"> • mängden äldre grova träd samt stående och liggande döda träd med vissa naturvärdeskvaliteter ökar • skiktning och olikåldrighet förekommer som inslag i bestånden • andelen brandpåverkad skog och mark ökar i tidigare brandpräglade områden.
Skogsskötsel i gran- och barrblandskog eller lövskog på brandpräglad frisk mark	Skogsskötseln anpassas till bakomliggande naturlig dynamik så att: <ul style="list-style-type: none"> • mängden äldre grova träd samt stående och liggande döda träd med vissa naturvärdeskvaliteter ökar • andelen lövdominerade områden och lövandelen i barrbestånd ökar • andelen brandpåverkad skog och mark ökar i tidigare brandpräglade områden.
Skogsskötsel i sumpskog	Skogsskötseln anpassas till bakomliggande naturlig dynamik så att: <ul style="list-style-type: none"> • kontinuitet i trädsikt och beskuggning bibehålls • kontinuerlig försörjning av död ved med vissa naturvärdeskvaliteter upprätthålls • påverkan på hydrologin minimeras.

Nivå/åtgärd	Sektorsmål
Skogsskötsel i ädellövskog	<p>Skogsskötseln anpassas till bakomliggande naturlig och kulturbetingad dynamik (beståndshistorik) så att:</p> <ul style="list-style-type: none"> • mängden äldre grova träd samt stående och liggande döda ädellövträd med vissa naturvärdeskvaliteter ökar • strukturen och kontinuiteten i trädskiktet samt trädslagsfördelningen på gammal inägomark bibehålls • behov av gläntor, luckor och ljusinsläpp tillgodoses.
Beskogning av öppna marker i kulturlandskapet	<p>Skogsskötseln anpassas till bakomliggande kulturbetingad dynamik så att:</p> <ul style="list-style-type: none"> • behov av gläntor, luckor och ljusinsläpp tillgodoses • uppväxande bestånd berikar landskapet genom återskapande av värdefulla skogsmiljöer • värdefulla kulturmiljöer bibehålls och förstärks.
Bevarande av biotoper	<p>Skogsbruksåtgärder bedrivs så att:</p> <ul style="list-style-type: none"> • biotoper som utgör livsmiljöer för rödlistade djur- och växtarter (nyckelbiotoper) eller som annars är särskilt skyddsvärda behåller sin funktion • förbättrad och funktionell hänsyn tas till andra typer av avvikande biotoper • skyddszoner mot vattendrag, berg- och rasbranter, sjöar och myrar lämnas i ökad utsträckning • biotoper med höga naturvärden återskapas.
Skogbärande impediment	<p>Skogsbruksåtgärder utförs endast i undantagsfall på impediment och då i så begränsad omfattning att karaktären och de biologiska kvaliteterna bibehålls.</p>
Hänsyn till vattenmiljöer	<p>Skogsbruksåtgärder bedrivs så att:</p> <ul style="list-style-type: none"> • kantzoner utmed vattendrag lämnas i en utsträckning som beror av ståndort och ekologisk funktion • avverknings- och markbehandlingsmetoder anpassas i närområdet till vattendrag så att näringsläckage och igenslamning begränsas • körning i vattendrag begränsas.
Naturhänsyn i landskapsperspektiv	<p>Vid skogsbruksåtgärder tas hänsyn till arter samt ekologiska processer och funktioner i ett landskapsekologiskt perspektiv.</p>
<i>Art-nivå</i>	<p>Skogsbruksåtgärder bedrivs så att rödlistade arter gynnas och att skador på lokaler med rödlistade arter undviks eller begränsas.</p>
<i>Inom-artsvariation</i> Skogsträd	<p>Skogsträdens genetiska variation bevaras och beredskap upprätthålls för eventuella kommande miljö- och klimatförändringar.</p>
<i>Skogsmarken</i>	<p>Skogsbruksåtgärder bedrivs så att:</p> <ul style="list-style-type: none"> • ett gott marktillstånd och markens naturgivna uthålliga produktionsförmåga bibehålls • behovet av skyddsdikning och kraftig markberedning begränsas • trädens vitalitet bibehålls • skogsträdens förmåga att motstå effekter av luftföroreningar stärks.

Nivå/åtgärd	Sektorsmål
<i>Uthållig virkesproduktion</i>	Skogsbruksåtgärder bedrivs så att tillfredsställande förnyngningsresultat erhålls. Beståndsvård utförs i sådan utsträckning och på så sätt att skogen utvecklas väl med avseende på volymtillväxt och kvalitet. Avverkning som inte har karaktär av gallring utformas så att den på kort eller medellång sikt är ändamålsenlig för återväxt av ny skog.
<i>Mångbruk av skogen</i>	
Rennäringen	Skogsbruk bedrivs så att förutsättningarna för fortsatt renskötsel inom hela renskötselområdet inte avsevärt försvåras.
Bär/svamp/rekreation/jakt- och viltvård	Skogsskötsel och naturhänsyn anpassas till ståndorter och bakomliggande naturlig eller kulturbetingad dynamik.
Jakt- och viltvård	Skogsbruket skall verka för att viltstammarna anpassas så att det inte uppstår oacceptabla skador på skogsekosystemet, och att det råder balans mellan viltstammarnas storlek och betestillgång.

3.4 Förslag till nationella miljömål

Naturvårdsverket har på uppdrag av regeringen föreslagit nya nationella och sektorsövergripande miljömål under hösten 1997. Miljömål som berör skog, och i synnerhet skogsbrukets påverkan, står främst att finna under avsnittet ”Gröna skogar”. Mål för försurande och gödande ämnen samt miljögifter beskrivs i avsnittet ”Föroreningar”, som i sin tur är uppdelat på ”begränsad klimatpåverkan”, ”bara naturlig försurning”, ”ingen övergödning” och ”giftfri miljö” (Anon., 1997b). De olika avsnitten sammanfattas nedan:

Gröna skogar

Skogen ska uthålligt kunna producera biologiska råvaror av hög kvalitet samtidigt som biologisk mångfald och kulturhistoriska värden bevaras.

Detta innebär:

att markens struktur, biologiska funktioner och näringstillstånd ska ge förutsättningar för en hållbar produktion och att biologisk mångfald bibehålls eller förbättras

att växt- och djurarter som naturligt hör hemma i skogen kan leva vidare i livskraftiga bestånd under naturliga betingelser

att hotade arter och naturtyper skyddas

att främmande arter och gener som hotar biologisk mångfald ej introduceras

att skogens sociala värden värnas

Viktiga förändringar:

Förbättra skogsskötselns miljöanpassning (ståndortsanpassning)

Mer naturlig förnygring på därför lämplig mark

Öka andelen lövträd

Öka arealen ädellövskog

Öka arealen skyddad skog

Ingen förlust av nyckelbiotoper

Öka mängden död ved
Förbättra förutsättningarna för hotade arters utbredning
Öka hänsynen i landskapets storskaliga mönster och minska fragmenteringen
Sluta exploatera stora naturområden och miljöer med betydande biologiska och kulturhistoriska värden
Öka återanvändningen av skogsfiber

Mål för åtgärder:

Cirka 700 000 ha av den produktiva skogsmarksarealen nedanför den fjällnära skogen ska vara skyddad för år 2010, förutom de 172 000 ha som 1996 var skyddade.

Arter upptagna i EG:s habitat- och fågeldirektiv skall bibehållas med, eller återställas till, gynnsam bevarandestatus.

Hotade arter skall ges möjlighet att öka i antal och sprida sig till nya lokaler inom hela sina naturliga utbredningsområden så att långsiktigt livskraftiga bestånd säkras.

Begränsad klimatpåverkan

Växthuseffekten får inte förstärkas snabbare än att människa och miljö hinner anpassa sig till klimatets förändring.

Detta innebär:

att halten av koldioxid i atmosfären måste stabiliseras på 450-550 ppm om hundra år

att halterna av andra växthusgaser inte får öka globalt

Bara naturlig försurning

Mark och vatten skall ha en surhetsgrad som inte skadar människors hälsa, som långsiktigt bevarar den naturgivna produktionsförmågan och den biologiska mångfalden och som inte ökar korrosionshastigheten hos tekniska material.

Det innebär:

att surhetsgraden i mark och vatten bör motsvara situationen på 1940-talet

att målet skall vara uppnått år 2100 i skogsmark och i öppet hav

att målet skall vara uppnått år 2050 i sjöar och vattendrag samt i kusthav

att halterna i luft ska understiga 5 ug svaveldioxid/m³ och 20 ug kvävedioxid/ (årsmedelvärden) för att skydda tekniska material

Ingen övergödning

Halterna av gödande ämnen i mark och vatten ska inte påverka människors hälsa, biologisk mångfald eller allsidig användning av mark och vatten.

Det innebär:

att tillförseln av närsalter till havet inte skall orsaka någon övergödning

att halterna av närsalter i miljön inte får öka på lång sikt

att sjöar och vattendrag i skogs- och fjälllandskapet bör ha ett naturligt (oftast näringsfattigt) tillstånd

att sjöar och vattendrag i jordbrukslandskapet bör ha ett måttligt näringsrikt eller näringsrikt tillstånd

att grundvatten bör klara samma krav som sjöar och vattendrag

att kust och hav återställs till det tillstånd som rådde före andra världskriget

att skogsmark bör ha ett tillstånd som kan bevara den naturliga artsammansättningen och där läckaget av nitratkväve inte överskrider 1 kg per ha och år under en skogsgeneration

att målet skall vara uppnått år 2100 i skogsmark och öppet hav

att målet skall vara nått år 2050 för kustvatten

att målet skall vara nått 2020-2030 för sjöar och grundvatten

Giftfri miljö

Organiska ämnen och metallföroreningar som skapats i samhället får inte hota människans hälsa eller den biologiska mångfalden.

Det innebär:

att halterna av ämnen som förekommer naturligt i miljön ska vara nära bakgrundshalterna

att halterna av naturfrämmande ämnen i miljön ska vara nära noll

4 Beskrivning av miljöeffekter av skogsbränslesuttag

Detta avsnitt bygger till stor del på svenska fältförsök, men inkluderar även resultat från fältförsök i andra nordiska länder samt från övriga världen. Sinclair m. fl. (1992) gjorde en sammanställning och enkel beskrivning av svenska försök där hyggesavfallet och/eller stubbarna tagits ut tillsammans med stamveden. I detta avsnitt har vi använt oss av samma benämningar på försöken som Sinclair m. fl. För närmare beskrivning av försöken hänvisas därför till den sammanställningen. Genomgående benämns helträdsuttag HTU och avser då skörd av hela trädbiomassan ovan stubbe.

4.1 Mark

4.1.1 Markförsurning

Den pH-höjning i humusskiktet som följer efter en slutavverkning blir 0-0,4 pH-enheter lägre vid HTU än där hyggesresterna lämnas kvar, medan inga skillnader registrerats i mineraljorden. Undersökningar visar att effekten är temporär med en varaktighet av 10-20 år efter avverkning. Liknande resultat finns också från ett begränsat antal gallringsundersökningar i granskog.

Vid upptag av näringsämnen från marken avger träden vätejoner (H^+) för att kompensera för de positivt laddade joner som tas upp (katjoner). Vid upptag av negativt laddade joner (anjoner) avges hydroxidjoner (OH^-) eller vätekarbonatjoner (HCO_3^-). Då katjoner dominerar upptaget medför trädutväxten i sig att vätejoner tillförs marken. I samband med en avverkning minskar eller upphör denna naturliga försurning, samtidigt som mineraliseringen av organiskt material i form av rotförna och hyggesavfall återför upptagen näring till marken och vi får en höjning av markens pH. Höjningens storlek blir sedan beroende på mängden och kvalitén på det organiska materialet. Man kan därför redan på teoretiska grunder komma fram till att ett uttag av hyggesavfall i samband med avverkning leder till en lägre höjning av markens pH än om de lämnats kvar. Detta har också påvisats i ett flertal försök (Björkroth, 1978a,b; Nykvist & Rosén, 1985; Nykvist, 1990; Staaf & Olsson, 1991; Olsson, 1996a), där pH i humusen, efter skörd av hela trädet ovan stubben i slutavverkning, hamnat 0-0,4 pH-enheter lägre, än vid skörd av enbart stamved. Nykvist och Rosén (1985) visade att pH skillnaden i flera försök kvarstod upp till 20 år efter behandling, medan de pH-skillnader som påvisades i 7-9 år gamla försök undersökta av Staaf och Olsson (1991) inte visade på några signifikanta pH-skillnader 7 år senare (Olsson m. fl., 1996a).

Däremot tycks inte pH i mineraljorden påverkas märkbart, varför risken för ökad utlakning av metaller, vars löslighet oftast ökar med minskande pH, till grundvatten och vattendrag bedömts som liten (Staaf & Olsson, 1991).

I ett försök där ristakten kombinerades med stubbtäkt erhöles signifikant lägre pH även i mineraljorden i jämförelse med kontrollen (Kardell, 1993). På grund av den kraftiga markbearbetningen som stubbrytningen innebär kan hela eller delar av den effekten förklaras med att den surare humusen blandats ner i mineraljorden. Ytterligare en faktor som styrker att stubbrytningen kanske var den mest betydelsefulla faktorn i detta försök är att ristakten skedde så sent efter avverkningen att det mesta av barren blev kvar i alla behandlingar. Samtidigt medför markbearbetningen i sig ökade förluster av flera näringsämnen (Johansson, 1994; Örlander m. fl., 1996). Även om stubbrytning inte längre är aktuell, så är en viktig slutsats att helträdsuttag i kombination med en markberedningsprincip, som medför kraftig markbearbetning, kan ge ett lägre pH i mineraljorden, vilket i sin tur kan öka rörligheten av olika mer eller mindre önskade ämnen till grundvatten och vattenekosystem.

När det gäller gallring så är det publicerade materialet begränsat, men HTU på fyra lokaler pekar mot ett något sänkt pH i humusen i granskog, medan ingen effekt syns i tallförsök (Lundkvist m. fl., 1991).

Rosén (1988) gjorde en jämförelse mellan skogsbränsle och fossila bränslen ur försurningssynpunkt och konstaterade att syrabidraget vid HTU är lika stort eller större än dagens vätejonbidrag via atmosfären, om man likställer de svaga oftast organiska syror som bildas vid skogsproduktion med de starka syror (HNO_3 , H_2SO_4) som kommer som deposition under ett år. Vätejonbidraget per utvunnen energienhet beräknades dessutom vara 2-10 gånger större vid utnyttjande av skogsbränsle jämfört med användning av olja eller kol (53 mmol per MJ respektive 5-27 mmol per MJ). Värderingen av detta försvåras av att de starka syrorna är lätttrörliga i markprofilen och försurar djupare markhorisonter och vatten, medan de skogsproduktionsbetingade, oftast organiska syrorna, i huvudsak bidrar till försurningen av den övre delen av marken. Då försurningseffekten av HTU ändå är måttlig pekar Rosén ut förlusterna av baskatjoner och kväve från marken som det stora problemet med HTU.

4.1.2 Växtnäringsämnen i mark

Ingen entydig bild framträder när det gäller effekten av HTU på markens kväveförråd, men lägre förråd i såväl humus som mineraljord har registrerats 3-18 år efter slutavverkning. Detta främst i försök där kontrolllytorna erhållit mer än normal mängd hyggesavfall.

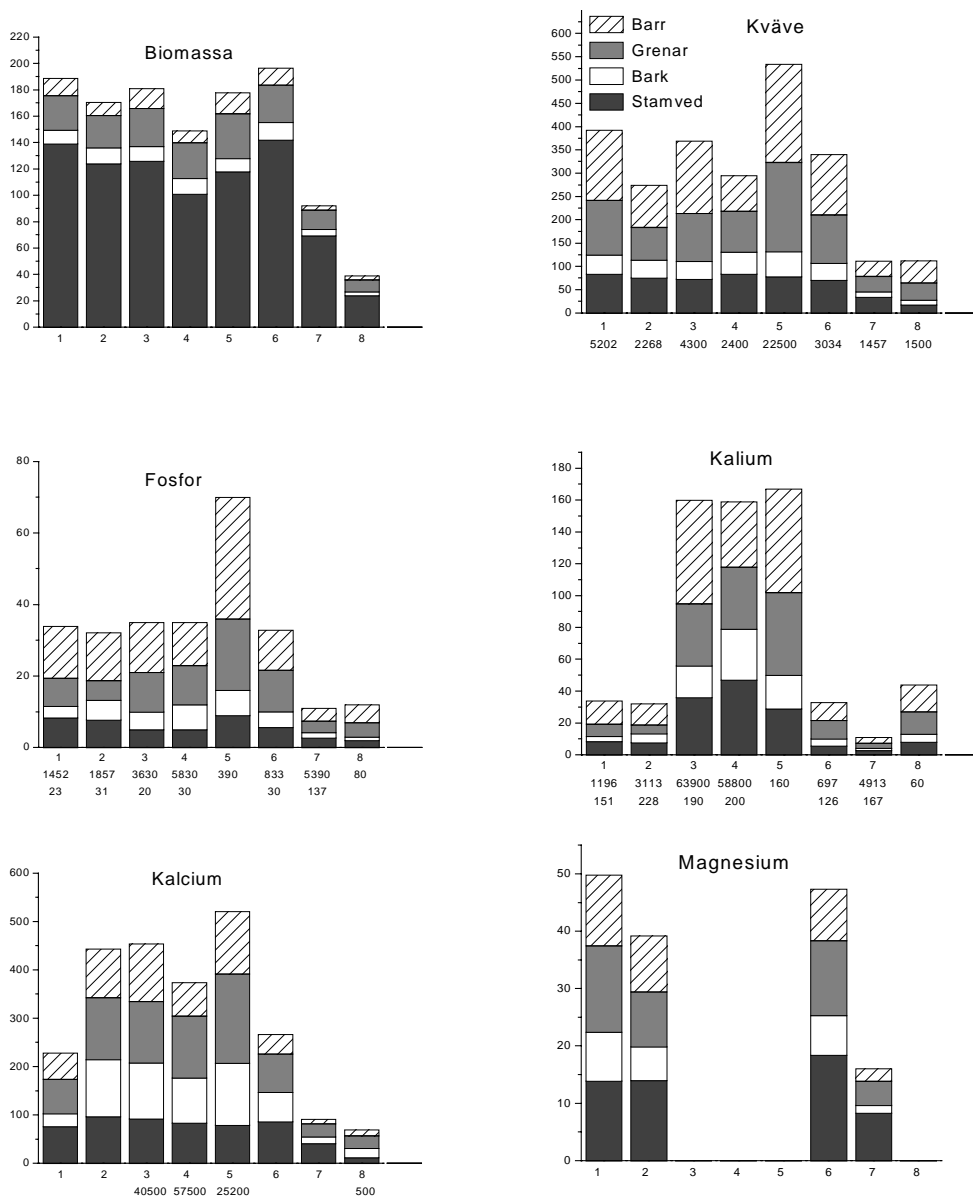
Såväl markens basmättnadsgrad som förråd av baskatjoner minskar efter HTU.

Vad gäller både kväveförråd, basmättnadsgrad och mängd baskatjoner så tenderar de relativa skillnaderna mellan HTU och stamvedsuttag att vara mindre på bättre boniteter i södra Sverige. Detta troligen på grund av högre nitratutlakning och därmed följande katjoner där hyggesavfallet lämnas kvar.

Hushållning med växtnäring har varit en av de största frågorna sedan tankarna på att utnyttja mer än bara stamveden vid skörd av våra skogar föddes. I många av de inledande studierna visade man att skörd av hela träd medförde en måttlig ökning av skördad biomassa till priset av ett, för många näringsämnen, mångdubblat uttag av näring (Mälkönen, 1972 och 1976; Boyle m. fl., 1973; Nykvist, 1974a,b; Björkroth & Rosén, 1978; Johnson m. fl., 1982; Weetman & Algar, 1983; Mann m. fl., 1988; Smith m. fl., 1986; Balneaves m. fl., 1992; Kukkola & Mälkönen, 1994) vilket väl illustreras i figur 4:1. I en genomgång av internationellt publicerade budgetar över näringsuttaget vid HTU anger Rosén (1991) en ökning av näringsuttaget med 1.5-5 gånger, jämfört med uttaget vid skörd av enbart stamved. Av dessa undersökningar, liksom av figur 4:1 framgår det att detta ökade näringsuttag går att minska avsevärt genom att barren lämnas vid skörden. Trots den stora ökningen av näringsuttaget vid HTU, representerar det totala uttaget en relativt blygsam del av det totala förrådet av näringsämnen på de flesta av våra ståndorter (figur 4:1).

Ett undantag från denna regel utgör torvmarkerna (bestånd 5 och 8 i figur 4:1) där största delen av framför allt P och K återfinns i beståndet (Nykvist, 1974a; Lundmark, 1983), något som torde omöjliggöra HTU på torvmark om inte näringsbortförseln kompenseras på något sätt. I totalförrådet på fastmark ingår emellertid mycket näring som inte är tillgängligt för växterna, varför en jämförelse av uttagets storlek i förhållande till det totala förrådet inte ger en tillfredsställande prognos av eventuella effekter av HTU. Jämför man istället med den, vid mättillfället, för växterna tillgängliga delen av näringen, utgör andelen en betydande del för många näringsämnen (figur 4:1). Vid ett givet mättillfälle är den tillgängliga mängden näring en funktion av den takt med vilken näringen blir tillgänglig genom vittring, mineralisering och deposition, och i vilken takt denna näring tas upp av vegetationen eller går förlorad genom utlakning, gasavgång eller kemisk immobilisering. Det gör att mängden näring vid ett givet tillfälle inte är något riktigt bra mått på näringsstatusen i marken.

Den styrs mera av hur mycket näring som är tillgänglig per tidsenhet, vilket är kopplat till omsättningshastigheten av näring (Davidson m. fl., 1992, Stark & Hart, 1997). Tyvärr är denna flödes hastighet svår att mäta, men flera sätt att beräkna omsättningen vid HTU har utförts (se avsnitt 4.1.3).



Figur 4:1. Biomassa (ton TS/ha) och näringsmängder (kg/ha) fördelat på olika fraktioner i svenska gran- (1-5) och tallskogar (6-8). Siffrorna under staplarna avser beståndsnummer, totalförråd samt mängd tillgänglig näring (kg/ha) i marken. Övriga beståndsdata och referenser anges i tabell 4:1.

Tabell 4:1. Beståndsdata för gran- och tallskogarna i figur 4:1.

Nr	Lokal	Landskap	Trädslag	Trädålder	Volym (m ³ sk/ha)	Undersökt jorddjup (cm)	Referens
1	Tönnersjöheden	Halland	gran	70	325	50 ^{\$}	Björkroth & Rosén 1978
2	Lövliden	Västerbotten	gran	165	290	50 ^{\$}	“
3	Getmossen	Dalarna	gran	100	331	50	Nykvist, 1974a
4	Flakaträsk	Västerbotten	gran	139	278	50	“
5	Jägarmossen [#]	Uppland	gran	60-70	312	70	Holmen, 1964
6	Kosta	Småland	tall	100	305	50 ^{\$}	Björkroth & Rosén 1978
7	Lund	Västerbotten	tall	90-95	185	50 ^{\$}	“
8	Jägarmossen [#]	Uppland	tall	44	66	20	Holmen, 1964

[#] torvmark

^{\$} endast mineraljordsfraktionen ≤ 2 mm

Det finns även effekter av HTU som verkar i motsatt riktning. Rosén och Lundmark-Thelin (1987) visade att kväveutlakningen var större under högar med hyggesavfall. Den troliga förklaringen till detta är förmodligen en kombination av ökad mineralisering i förna och humus samt lågt upptag av rötter, eftersom riset i sig hindrar etablering av vegetation. På en lokal som Tönnersjöheden i Halland, med hög deposition av kväve, registrerade Staaf & Olsson (1994) högre halter av såväl nitrat- som ammoniumkväve och kalium i markvattnet på kontrollytorna där riset lämnats kvar i jämförelse med HTU-tytor. Man konstaterade också att halterna minskade i samband med en snabb expansion av markvegetationen och efter fyra år kvarstod inga behandlingsskillnader. I ett försök med HTU i Sitkagranskog i Wales beräknades kväveförlusterna genom utlakning, på grund av HTU, vara 90 % lägre jämfört med kontrolltytor där riset lämnats kvar under de första 2-3 åren efter avverkning (Emmett m. fl., 1991a). Man menade att detta var en kombinerad effekt av snabbare etablering av vegetation på HTU-tytorna, tillsammans med en ökad mineralisering under riset på kontrollytorna. Här uppnåddes liknande mineraliseringsnivåer med ett konstmaterial som lades ut som ett ristäcke, varför man sluter sig till att det är den täckningen i sig som befrämjar mineraliseringen, troligen genom att hålla markfuktigheten och marktemperaturen mer optimal.

På den välstuderade ytan Ih0 på Ivantjärnsheden i Jädraås avverkades ett 120-årigt tallbestånd varvid hyggesresterna flyttades över till kontrollytan som alltså fick dubbel rismängd. Här ökade istället mineraliseringen av mårslagret som en följd av HTU efter 1-3 år, vilket förklarades med tidigare tjällossning på våren och högre marktemperaturer efter HTU (Berg, 1978; Staaf & Berg, 1980). Ytterligare studier efter 5 år visade ingen behandlingsskillnad i mineralisering av fallförna, medan rotförna i humusskiktet mineraliserades snabbare efter HTU. Indikationer på snabbare mineralisering av hela humusskiktet efter HTU förelåg också (Berg & Staaf, 1983). Detta pekar på att effekten av hyggesavfallet på mineraliseringshastigheten av förna och humus kan variera för olika ståndorter. I studier med förnapåsar visade Hendrickson m. fl., (1985) en reducerad tillgänglighet av N, P, K och Mg kopplat till en lägre mineraliseringshastighet av förna efter HTU. Detta förklarades med att marken hade lägre fuktighet, vattenhållande förmåga och mängd organiskt material efter HTU. Troligen är temperaturen mest begränsande på många kärva lokaler liknande den vid Ivantjärnsheden, medan markfuktigheten begränsar på andra lokaler.

Vilken blir då den sammantagna effekten av ristäkt och eventuell förändring av mineraliseringshastigheten på markens näringsförråd?

Efter 1-3 år resulterade ristakten tillsammans med ökad mineralisering efter HTU vid Ivantjärnsheden i signifikant lägre totalförråd av N, P, K, Ca, Mg, och S i förna och humus i jämförelse med ytor med dubbel rismängd, medan inga skillnader registrerades i mineraljorden (Staaf & Berg, 1980).

Efter 5 år kvarstod inte skillnaderna för K och N längre (Berg & Staaf, 1983). Vad gäller K kan denna utjämning förklaras med ämnets stora rörlighet och att därför stora delar av kaliumet med sitt ursprung i hyggesavfallet kan ha urlakats (Staaf & Olsson, 1994, Olsson m. fl., 1996a). För kvävet är bilden mer komplicerad och utjämningen kan orsakas av såväl behandlingsskillnader på förlustsidan genom tillväxtskillnader, utlakning eller gasavgång, som på intäktssidan genom till exempel kvävefixering.

Vid markstudier i Björkroths försöksserie, där HTU tillämpades i två barrdominerade bestånd i södra och två i norra Sverige, konstaterades att den stora effekten på markens kväveförråd orsakades av avverkningen i sig oavsett skördeintensitet, medan ingen entydig bild av skördeintensitetens effekt på markens kväveförråd kunde observeras 15 år efter behandling (Olsson, 1996a; Olsson m. fl., 1996b). Däremot konstaterades ett signifikant samspel mellan behandling och försökslokal. Då två av lokalerna, efter avverkningen, planterades med tall (en i södra och en i norra Sverige) och två med gran går det ej att särskilja ståndortsspecifika effekter från trädslagsspecifika effekter i denna försöksserie. Inga signifikanta effekter på markens kväveförråd registrerades på de två tallokalerna. För granlokalerna följde den svagare granlokalen i norra Sverige det förväntade mönstret, med en större reduktion av kväveförrådet i humusen efter HTU än efter skörd av enbart stammen, medan stamskörd resulterade i lägre förråd av kväve sett genom hela den analyserade markprofilen (humus+0-20 cm mineraljord) på den bördiga, kustnära granlokalen på Tönnersjöhedens försökspark i Halland. Det senare söker författarna förklara med att hyggesresterna har medfört ökad nitrifikation med efterföljande nitratutlakning. De menar vidare att denna effekt skulle vara mest uttalad på bördigare lokaler där stora mängder hyggesrester erhålls. Det bör här påpekas att den skattade mängden hyggesrester inte var uppenbart större på den bördiga granlokalen (39,7 ton/ha) jämfört med den svagare (32,9 ton/ha), varför effekten också kan bero på att den bördigare lokalen ligger i ett nederbördsrikt, kustnära område med hög deposition av kväve, andra näringsämnen och salter, något som kan ha påverkat kväveförlusten. Olsson m. fl. (1996b) avslutar med att konstatera att resultaten inte stöder hypotesen att helträdsuttag generellt leder till minskat kväveförråd i marken och menar vidare att effekten av avverkningen i sig överskuggade skillnader mellan de olika skördeintensiteterna. Men man nämner vidare att näringsförrådet i de grövre vedartade delarna av hyggesavfallet (ej inkluderat i denna studie) längre fram kan komma att tillföra marken ytterligare kväve på de konventionellt avverkade ytorna.

På några av Stefanssons granytor registrerade Björkroth (1983a) såväl lägre mängder som halter av kväve i humus ("nästan signifikant") och mineraljord 14-18 år efter avverkning. Detta i jämförelse med ytor som fått enkel (1 lokal) 1,5 gånger (2 lokaler) och dubbel (2 ytor) rismängd. Skillnaderna mellan HTU och kontrollytorna varierade med bonitet och de minsta skillnaderna registrerades för den bördigaste lokalen (Tönnersjöheden). Vid analys av mängden kväve i mark (ner till 20 cm i mineraljorden) och bestånd kunde endast 27 % av kvävet med sitt ursprung i riset återfinnas på denna bördiga lokal, medan 73 % återfanns på en svagare mark (Kulbäcksliden) i Västerbotten. Detta pekar återigen på risken för att stora delar av den näring som blir kvar i form av grenar, toppar och framför allt barr riskerar att gå förlorade från ståndorten, framför allt på bättre boniteter i södra Sverige.

Olsson m. fl. (1996a) undersökte också effekterna av de olika skördeintensiteterna på det tillgängliga mineralnäringsförrådet i Björkroths försöksserie. Man kunde efter 15 år konstatera att HTU, i jämförelse med enbart stamskörd, medfört en minskad basmättnadsgrad, i framför allt humusskiktet, på båda granlokalerna (19 respektive 8 %) och på den bördigare tallokalen (16 %), medan ingen behandlingsskillnad registrerades på den svaga tallokalen. Denna

minskning i basmättnadsgrad berodde på minskade förråd av framför allt Ca och Mg och i enstaka fall av K i humusen. Ett grovt mått på hur stor del av näringen i riset som gick att återfinna i marken på de konventionellt avverkade ytorna beräknades genom att jämföra skillnaden i markens näringsinnehåll på konventionellt avverkade ytor och HTU-ytor med näringsinnehållet i det uttagna riset. Resultatet visar att 12 - 97 % av det Ca som fanns i riset gick att spåra i marken på de konventionellt avverkade ytorna, medan måttliga mängder Mg (-14 - 41 %) och små mängder K (-10 - 14 %) gick att spåra i markproverna. De lägre siffrorna ovan härrör från den kustnära, bördiga granlokalen, med en hög antropogen deposition, såväl som naturlig saltdeposition, vilken avviker från övriga ytor vad gäller behandlingseffekter på markens förråd av baskatjoner och kväve enligt ovan. På denna lokal tycks det som om konventionell avverkning, där riset lämnas kvar, ger mindre mängder av vissa näringsämnen i marken än HTU.

Författarna för mot slutet en diskussion om huruvida HTU bör tillämpas på denna typ av mark där kombinationen HTU och deposition snabbt kan utarma marken på baskatjoner och sänka pH till kritiska nivåer. Man pekar på att dessa marker "läcker" relativt sett mycket nitratkväve och därmed följande katjoner, varför HTU skulle kunna vara ett medel att minska kväveutlakningen till omgivande vatten där det orsakar eutrofiering och höga nitrathalter i grundvattnet. Man menar därför att HTU i kombination med asktillförsel skulle kunna vara en för dessa lokaler lämplig rekommendation under förutsättning att detta inte leder till ytterligare försurning av marken. Detta ställningstagande stöds också av Burström & Johansson (1995).

Resultat sammanställda av Rosén (1991) pekar också i det närmaste entydigt mot att HTU medför lägre förråd av utbytbara baskatjoner i humusen i såväl slutavverkning (Nykvist & Rosén, 1985) som i gallring (Lundkvist m. fl., 1991). Detta samtidigt som mängden utbytbara H^+ och Al^{3+} ökat.

Dessa svenska studier är gjorda på torra till friska marker, varför en kanadensisk studie, där effekten av HTU på markens näringsförråd studerats över en fuktighetsgradient från frisk till fuktig mark med fin textur (ler- och mjälajordar), bör nämnas (Brais m. fl., 1995). I likhet med studierna ovan påverkades, på de friska markerna, mängden baskatjoner i förna och humusskiktet negativt av HTU, medan inga tydliga effekter registrerades i mineraljorden. På de fuktiga markerna däremot minskade mängden utbytbara baskatjoner över hela den analyserade markprofilen (ner till 20 cm i mineraljorden). Det bör här påpekas att detta var en surveyundersökning efter praktiska avverkningar, varför många osäkerheter råder.

4.1.3 Aktuella näringsbudgetar

En balansmodell där uttaget av baskatjoner (Ca, K och Mg) vid HTU ställs mot tillskottet till marken genom vittring, pekar på underskott vid konsekvent HTU under en omloppstid. Detta gäller främst på bördiga lokaler med granskog. På bördigare granmarker uppstår ett underskott även när bara stamveden skördas.

Resultaten ovan pekar med all tydlighet på svårigheten att, med budgetmodeller, beräkna effekten av HTU på markens framtida näringsförråd och därmed potentiella produktionsförmåga. Trots detta har budgetangreppet sin givna plats då empiriska studier för att studera långsiktiga effekter faller just på den korta tidshorisonten.

Den idag mesta aktuella balansmodellen presenterades av Olsson m. fl. (1993). Modellen ställer vittringens förmåga att frigöra baskatjonerna Ca, K och Mg mot den mängd av samma ämnen som tas ut vid stamskörd respektive vid HTU. Vittringshastigheten i modellen byggde på skattning av historisk vittring från senaste istiden fram till idag. Deposition och utlakning av dessa ämnen ingick inte i modellen. Resultatet visade att vittringen inte klarar av att kompensera för förlusterna vid HTU, framför allt inte förlusten av Ca. Det kan här tilläggas att

Ca är ett näringsämne som ofta faller ut som kritiskt i olika budgetar från Nordamerika (Boyle m. fl., 1973; Johnson m. fl., 1982; Weetman & Algar, 1983). I stora delar av södra Sverige, där balansen blev mest negativ, kompenseras inte heller förlusten av K och Mg fullt ut av vittringen.

I ett senare arbete presenterar Olsson (1996b) en fortsättning på denna balansmodell, samt en ny balansmodell enligt samma princip för P. Här redovisas länsvisa balanser vilka återigen visar att vittringen, med Gotland som enda undantag, inte förmår kompensera för den förlust av baskatjoner som uppstår vid HTU. P-förlusten kompenseras däremot i Norrland, men inte i Svealand och Götaland. Olsson (1996b) redovisar dessutom balanser beräknade för tall och gran över olika boniteter på den 60:e breddgraden. I tallskog kompenseras den P-förlust som uppstår vid HTU av vittringen, medan vittringen endast klarar av att kompensera för den baskatjonförlust som uppstår vid stamskörd i granskog. För gran innebär HTU negativa balanser över alla boniteter (3-12 m³sk/ha år) för både P och baskatjonerna. Genom att lämna barren kvar förbättras bilden, men notabelt är att även stamskörd av gran medför negativ baskatjonbalans över alla boniteter. Resultatet visar att näringsämnesbalanserna blir mer negativa på högre boniteter vilket inte avspeglas i tidigare rekommendationer där man manar till försiktighet främst på svagare marker. I de tidigare rekommendationerna bedömdes effekterna utifrån en sammanvägning av egenskaperna hos de olika ståndortstyperna vad gällde utbud av tillgänglig näring och vatten i kombination med nederbördsklimatet (Lundmark, 1983; Anon., 1986). Olsson menar vidare att de oftast högre näringsförråden på bättre boniteter, utgör en större näringsbuffert. Man konstaterar också att balansen blir än mer negativ om deposition och utlakning inkluderas i modellen då utlakningsnivån oftast överstiger depositionsnivån i Sverige.

Med Olssons resultat som underlag förefaller helträdsuttag vara oförenligt med ett hållbart skogsbruk, vad gäller bibehållandet av den långsiktiga produktionsförmågan, om inte förlusterna av näringsämnen på något sätt kompenseras. Denna slutsats drar också Lundkvist m. fl. (1991). Man pekar framför allt ut södra Sverige, där N-depositionen förvisso kan kompensera för N-förlusten, men där den försurande depositionen ökar förlusten av baskatjoner, främst K, vilket förvärrar bilden ytterligare. Lundborg (1994a) menar också att HTU kan vara bättre markvård än konventionell stamskörd i områden med hög N- och S-deposition under förutsättning att vedaskan återförs.

I Olssons budgetberäkningar har man räknat med att all biomassa ovan stubben tagits ut vid HTU, något som inte är praktiskt möjligt. Budgetberäkningar avseende baskatjoner utförda av Nohrstedt & Nordlund (1997) visar att bortförseln av baskatjoner vid skörd av stam och grenar, men där barren lämnas kvar, kompenseras fullt ut av vittringen inom några regioner från Västerbotten i norr till Småland och Västergötland i söder. Förutsättningarna för dessa beräkningar var att HTU endast tillämpades på 75 % av slutavverkningsarealen.

Arbetet med att fastställa kritiska belastningsgränser för tillskott av sura ämnen till skogsmark omfattar även beräkningar av upptag av baskatjoner i träd som kan få konsekvenser för skogsmarkens syra/bas-status. Beräkningarna visar att de kritiska belastningsgränserna för aciditet överskrids i större delen av landets skogsmark med nuvarande deposition av försurande luftföroreningar, vilket innebär att markförsurningen fortskrider (Warfvinge & Sverdrup, 1995). Metoderna för beräkningarna, och relevansen som underlag för att bedöma effekter av HTU, beskrivs närmare i avsnitt 3.2.2 "Försurning av mark och vatten".

4.1.4 Utlakning till omgivande vatten

Kväveutlakningen med medföljande katjoner ökar en tid efter slutavverkning. Denna ökning blir lägre vid HTU än vid skörd av enbart stammen. Näringsutlakningen påverkas senare av etableringen av hyggesvegetation och av det nya beståndet, vilka båda normalt gynnas av HTU. Man kan därför sluta sig till att utlakningen till vattenekosystemen på kort och medellång sikt kan minskas vid HTU. Detta har främst betydelse i södra Sverige där utlakningen av kväve och kalium kan bli betydande efter hyggesupptagning. På lång sikt är det markens pH och basmättnadsgrad som styr vilka ämnen som utlakas, varför HTU, utan någon kompensation genom till exempel asktillförsel, kan komma att öka utlakningen av oönskade ämnen till omgivande vattenekosystem och grundvatten.

Även om näringsutlakning från skogsmarken till omgivande vatten oftast är liten i förhållande till näringsbortförslenn i samband med skörden (Mann & Johnson, 1989; Hornbeck m. fl., 1990), och normalt inte betydelsefull vad gäller skogsproduktionen, så kan den lokalt vara av betydelse för vattenkvalitén i grund- och ytvatten. De studier som visat att kväveutlakningen under hyggesfasen är högre då hyggesavfallet lämnas kvar (Rosén, 1986; Rosén & Lundmark-Thelin, 1987; Smethurst & Nambiar, 1990; Fahey m. fl., 1991; Emmett m. fl., 1991a; Staaf & Olsson, 1994; Örlander m. fl., 1997a) pekar på att HTU kan vara positivt för vattenkvalitén vad gäller nitrathalter, vilket kan vara värdefullt i områden med hög deposition och höga nitrathalter i grundvattnet. Med utlakningen av kväve i form av nitrat följer också katjoner såsom baskatjoner, H^+ och Al^{3+} . Den lättlösliga baskatjonen kalium tillhör de näringsämnen som man i försök registrerat betydligt högre utlakning av då hyggesavfallet lämnats kvar (Staaf & Olsson, 1994; Örlander m. fl., 1997a). Däremot kan eventuellt den pH-sänkande effekten på marken av HTU långsiktigt öka rörligheten av för vattenekosystemen oönskade ämnen. Det senare går dock sannolikt att motverka genom exempelvis asktillförsel.

Den viktigaste åtgärden för att minska utlakningen av växtnäringsämnen till omgivande vatten är att få igång produktionen och flera studier visar betydelsen av hyggesvegetationen när det gäller att hålla näringsämnen kvar på ståndorten (Likens & Bormann, 1974; Stevens & Hornung, 1990; Emmett m. fl., 1991b; Nambiar & Sands, 1993; Staaf & Olsson, 1994). För att minimera förlusten av näringsämnen till omgivande vatten gäller det därför att undvika att marken förblir utan vegetationstäckning under för lång tid, samtidigt som man får till en bra skogsförnyring. En fördel med HTU i detta hänseende är att hyggesavfallet under de första åren utgör ett hinder för ett framgångsrikt förnyringsarbete, framför allt när det gäller markberedningen. Detta gör sig främst gällande på de bättre markerna där man får stora mängder hyggesavfall. Genom HTU möjliggörs därför ett snabbare förnyringsarbete samtidigt som hyggesvegetationen bereds möjlighet att etablera sig även på de platser där det annars skulle ha funnits ett tjockt täcke med hyggesavfall. Dessutom är det troligt att man kan använda sig av en mindre intensiv markberedningsprincip utan att markberedningsresultatet försämras.

4.1.5 Markkompaktering

Effekten av markkompaktering har inte undersökts i kontrollerade försök med HTU, men man kan förmoda att kompakteringen kan bli svårare efter HTU. Man har i andra försök visat att markkompaktering - främst på finjordsrik och fuktig mark kan påverka skogsproduktionen negativt. För att undvika markkompaktering och rotskador används normalt riset som underlag längs körvägarna idag. Vid HTU i gallring på finjordsrik och fuktig mark ökar därför risken för produktionsnedsättningar. Markkompakteringen vid slutavverkning kan motverkas genom markberedning.

Då mycket av arbetet vid utläggningen av försök utförts manuellt, är markkompaktering en faktor som sällan kommer med i de fältexperiment som lagts ut för att studera effekter av HTU. Det är troligt att markkompakteringen kommer att öka vid HTU, då man vid enbart stamskörd strävar efter att utnyttja hyggesavfallet som underlag längs körvägarna. I samband med HTU går det ej att använda hyggesresterna som underlag för maskinerna då det försvårar det senare insamlandet och försämrar kvaliteten på råvaran genom förorening med mineraljord. Dessutom innebär insamlandet av hyggesresterna ytterligare körningar i beståndet.

Helt klart är att tillväxten, för såväl planterade plantor som det kvarvarande beståndet efter gallring, kan påverkas negativt av markkompaktering. I en genomgång av litteraturen fann Wästerlund (1994) uppgifter om tillväxtnedsättningar orsakade av markkompaktering på mellan 5 och 60 % i 6-16 år gamla planteringar och mellan 6 och 16 % för det kvarvarande beståndet efter gallring. Wästerlund pekar vidare på risken för större kompaktering på fuktiga marker samt att den största delen av kompakteringen (50-75 %) uppstår redan vid första passagen. Detta talar för försiktighet på fuktiga marker och att körningen, vid uttag av hyggesrester, bör koncentreras till körvägarna för att minimera arealen störd yta.

Jämförande studier av tillväxteffekter med och utan ris där betydelsen av markkompaktering belysts är få, men Skinner m. fl. (1989) visade att tillväxten för planterade tallar (*Pinus radiata* D. Don) efter fyra år i jämförelse med kontrollen minskat 25 % vid HTU då riset tagits ut manuellt, och 65 % då riset tagits ut med en jordbrukstraktor. Detta pekar på att markkompaktering kan vara väl så betydelsefullt som det extra näringsuttaget när det gäller effekten på den tidiga plantutvecklingen. Åtminstone på täta jordar som den i detta försök, en ler- till mjälajord med sandinblandning ("sandy clay loam"). En kompakterad mark återfår mer eller mindre snabbt sin ursprungliga densitet, varför effekten av kompaktering till viss del får anses som temporär. Avgörande är bland annat aktiviteten av grävande markdjur och tjälbildning.

I fallet slutavverkning och plantering går det att förbättra förutsättningarna för plantorna i planteringspunkten genom att använda en markberedningsprincip som luckrar upp jorden, medan problemen och risken för produktionsnedsättningar och markskador kvarstår vid gallring. Försöken ovan var gjorda på otjälad mark varför ett sätt att undvika eller minska markkompaktering är att avverka under vintern då marken är tjälad. En undersökning av Williams m. fl. (1989) visade att effekten på tillväxten för tallar (*Pinus resinosa*) planterade efter mekaniserad avverkning sommartid jämfört med tallar som planterats efter vinteravverkning var minst lika negativ som vad HTU var i jämförelse med skörd av enbart stammen.

4.1.6 Påverkan på förna och humus

Försöksresultat visar inte på någon kortsiktig (1-16 år) minskning av markens kolförråd och modellstudier pekar på att det extra biomassuttaget som HTU orsakar medför en obetydlig påverkan på markens kolförråd.

Ett problem med HTU som identifierades tidigt var att det extra uttaget av organiskt material skulle kunna leda till att förna- och humusskiktets mäktighet minskar, vilket skulle påverka markens vatten- och näringshållande förmåga negativt och därmed plantetablering och tillväxt (Nykvist, 1974a; Lundmark, 1983). De empiriska studier som senare har gjorts pekar dock på att den kortsiktiga (1-18 år) effekten av HTU på markens kolförråd är obetydlig (Björkroth, 1983a och 1978a; Berg & Staaf, 1983; Hendrickson m. fl., 1989; Huntington & Ryan, 1990; Lundkvist m. fl., 1991; Olsson, 1996a; Olsson m. fl., 1996b;). Detta trots att kontrolllytorna i flera fall erhållit dubbel rismängd.

Ett skäl till detta kan vara att avverkningsresterna i sig gynnar nedbrytningen av markens organiska material lagrat i förna och humus, varför skillnaderna i kolförråd mellan behandlingarna minskar med tiden (jämför Rosén & Lundmark-Thelin, 1987). Nykvist (1997a) har i ett ännu opublicerat material från två försökslokaler (Getmossen och Flakaträsk) visat att kolförlusterna från hyggesavfall + mårlager efter 4 år var större från ytorna med hyggesavfallet kvar (18,1 respektive 12,8 Mg/ha) än från helträdsytorna (8,3 respektive 8,4 Mg/ha). Delar av denna skillnad orsakades naturligtvis av kolförluster i hyggesavfallet, men trots att ytorna startade med samma kolförråd i mårslaget var förrådet där större efter 4 år på HTU-ytorna.

Ytterligare ett skäl kan vara att slutavverkningen i sig skapar en ojämn fördelning av kolet över marken. Denna stora spridning gör det svårt att statistiskt säkerställa behandlingsskillnader även om de finns där (Huntington & Ryan, 1990).

Det kanske viktigaste skälet är att den största delen av den biomassa som fastläggs i skogsbeståndet fastläggs i stam, stubbe och grova rötter, medan fastläggningen i grenar och barr är liten. För en typskog i Västerbotten beräknades den årliga fastläggningen i grenar och barr utgöra 4 % av den totala produktionen grenar och barr. Resterande 96 % återfördes skogsmarken i form av gren- och barrförna. (Albrektson, 1985, Albrektson & Lundmark, 1991).

Dessa empiriska studierna får också stöd av modellstudier som pekar på att den ytterligare effekten på kolförrådet av HTU i jämförelse med stamskörd blir marginell (Ågren, 1990; Bengtsson & Wikström, 1993).

4.1.7 Växthusgaser

Även om man i fältförsök inte kan uppmäta minskningar i markens kolförråd efter HTU så bör måttliga tillväxtnedsättningar tillsammans med en antydd upplagring av svårnedbrytbara kolföreningar - främst från barr, medföra att trädbränslen inte är fullständigt CO₂-neutrala. Detta om man inte kompenserar för de uppkomna tillväxtnedsättningarna och samtidigt lämnar barren kvar i skogen. På kort sikt kan dock ett ökat biobränsleuttag öka CO₂- emissionerna eftersom CO₂ frigörs snabbare vid förbränning än vid nedbrytning i marken.

När det gäller effekten av HTU på växthusgaser är det främst effekten på CO₂-emissionerna som diskuteras. I samband med sin genomgång av litteraturen identifierade Lundborg (1994b) följande centrala frågor när det gäller effekter på CO₂.

- Hur påverkas CO₂-flöden till atmosfären, vid förbränning jämfört med vid naturlig nedbrytning av biomassa?
- Hur påverkas CO₂-flöden från atmosfären (till exempel genom träd tillväxt)?
- Vilken fossil hjälpenergi krävs för produktion och transport av skogsbränslet?

Lundborg (1994b) konstaterar att viss trädbiomassa, främst barr, kan lämna en svårnedbrytbar rest som bidrar till ackumulation av kol i skogen. Detta bygger på nedbrytningsstudier där man funnit skillnader i nedbrytningsgrad mellan trädslagen (Berg & Johansson, 1997; Reurslag & Berg, 1993). Vidare har man visat att ju kväverikare substrat desto lägre nedbrytningsgrad per tidsenhet. Sålunda bryts gröna barr ner långsammare, och kanske ofullständigare vilket skulle kunna ge en större svårnedbrytbar rest i marken. Om denna nedbrytningsmodell stämmer kommer HTU där även barren skördas att belasta CO₂ balansen något. Genom detta blir därför skogsbränslet inte fullständigt CO₂-neutralt.

HTU leder till en viss sänkning av produktionen (se avsnitt 4.2) och därmed bindningen av kol från atmosfären. Sänkningen i försöken är dock inte större än att den i slutavverkningsfallet helt eller delvis kan kompenseras av högre överlevnad för planterade plantor tillsammans med

mer självföryngring och eventuell näringskompensation. Om det går att få fram en teknik som tillåter att barren blir kvar jämnt spridda på ståndorten kan den åtgärden i sig räcka för att eliminera de tillväxtförluster som uppstår under de första 15 åren (figur 4:4 och 4:5) samtidigt som kolförrådet i marken kan byggas på med den svärnedbrytbara resten från barren.

Man bör komma ihåg att de flesta av försöken beskriver effekter av ett nära 100-procentigt uttag av hyggesrester, något som i praktiken aldrig kommer att bli fallet, och att dessa behandlingar i flera fall jämförs med kontrolltytor med extra mycket hyggesrester. Dessa hyggesrester är dessutom jämnt spridda över kontrolltytorna.

4.1.8 Effekter på marktemperatur och markfuktighet

Studier visar att HTU medför högre marktemperaturer och temperaturamplituder under vegetationsperioden, medan ingen eller en svag minskning av markfuktigheten har påvisats. I ytskiktet däremot kan påverkan på markfuktigheten vara betydande under den första perioden efter avverkning.

Under de första åren efter slutavverkning har skillnader i marktemperatur registrerats. Det är två skillnader som framträder, nämligen att medeltemperaturen på HTU-tytor är högre under vegetationsperioden (Björ, 1972; Söderström, 1974 och 1976a; Björkroth, 1978a; Jansson, 1978; Smethurst & Nambiar, 1990) samt att temperaturamplituden är högre efter HTU (Björ, 1972; Smethurst & Nambiar, 1990). Söderström (1974) menar att skillnaden i marktemperatur kan vara betydelsefull för plantornas tidiga etablering vilket visades med en högre uppmätt rottillväxt för plantor planterade efter HTU på den bördigaste av två undersökta lokaler. På den bördigare lokalen var också skillnaden i marktemperatur störst med högre temperatur på HTU-tytorna, vilket förklarades med att mängden hyggesavfall var störst på den lokalen. Söderström (1976b) visade att marktemperaturoptimum för maximal rottillväxt ligger högre för tall- än för granplantor, vilket till viss del kanske kan förklara varför den positiva effekten av HTU är tydligare för planterade tallar.

Markfuktigheten kan påverkas på flera sätt. Avverkningsresterna leder till en minskad infiltration, men samtidigt också till en minskad avdunstning från markytan (Staaf, 1980). Om vegetationens täckning hämmas av riset påverkas också transpirationsförlusten.

De få studier som är gjorda tyder emellertid inte på att markfuktigheten påverkats nämnvärt (Söderström, 1974, Smethurst & Nambiar, 1990; McInnis & Roberts, 1995; Nilsson & Örlander, 1995) eller att markfuktigheten är något lägre efter HTU (Bååth m. fl., 1978).

Efter gallring visar undersökningar på samma mönster när det gäller marktemperatur och markfuktighet, med högre marktemperaturer och temperaturamplituder efter HTU liksom något lägre markfuktigheter (Lundkvist, 1988; Carlyle, 1995). I takt med att övrig hyggesvegetation etableras och avverkningsresterna bryts ner kommer skillnaderna mellan behandlingarna att minska.

4.2 Skogsproduktion

Detta avsnitt bygger till stor del på en sammanställning av såväl publicerade som icke publicerade data från fältförsök där HTU har praktiserats i slutavverkning, gallring och röjning. Data redovisas i form av figurer där resultaten efter HTU relateras till kontrolltytorna. Genom dessa figurer får man en god helhetsbild av i vilken riktning empiriska data pekar när det gäller effekter på föryngringsresultatet och tillväxten, trots att det finns en och annan felkälla i de enskilda försöken. Då det rör sig om relativa värden så är det viktigt att komma ihåg att samma kvot vid olika bonitet normalt motsvaras av större absoluta skillnader mellan behandlingarna för den högre boniteten. Det bör också påpekas att huvuddelen av tillgängliga empiriska data sträcker sig över en relativt kort tidsperiod, varför effekter av mer långsiktiga förändringar inte har slagit igenom i försöken än. Vidare så utgörs referensytorna i vissa fall

av ytor som fått mer än normal rismängd (upp till 2 gånger mer) samtidigt som HTU i de flesta fallen motsvarar ett nästan totalt uttag av trädbiomassan ovanstubben.

4.2.1 Påverkan på föryngringsresultatet

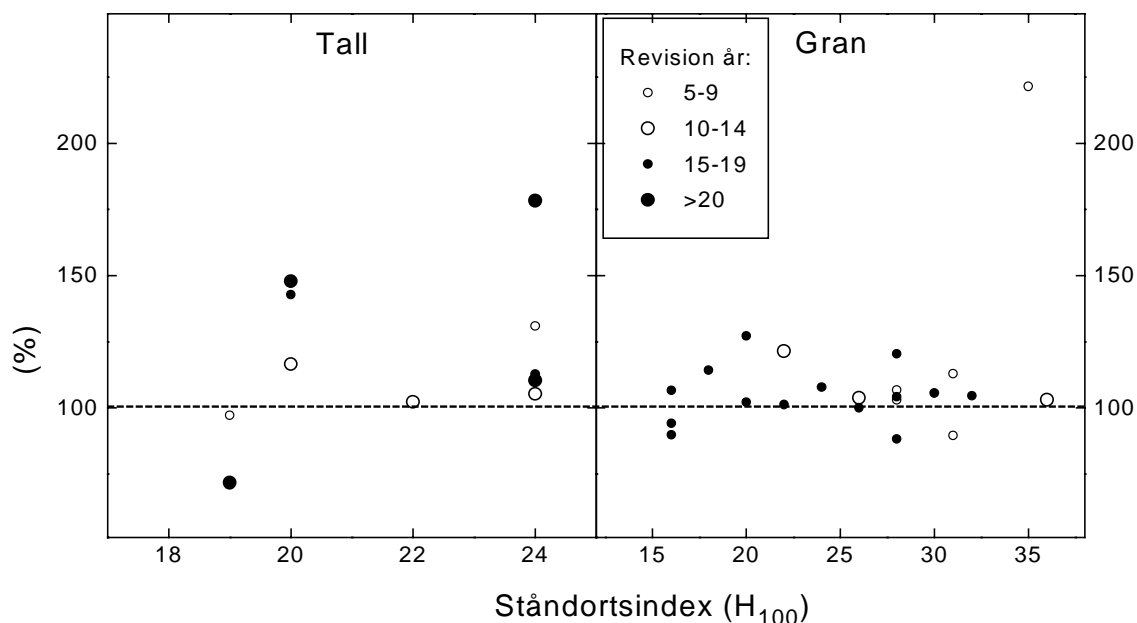
HTU medför högre överlevnad för planterade tall- och granplantor med den tydligaste effekten för tall. Möjligen utgör kärva klimatlägen ett undantag från den regeln. HTU medför vidare en högre andel självföryngring - främst av lövträd. Den positiva effekten av HTU på överlevnaden är troligen tydligare vid praktiskt skogsbruk då HTU underlättar föryngringsarbetet vad gäller såväl markberedning som plantering.

Sammantaget pekar de svenska försöken på att överlevnaden för planterade plantor ökar efter HTU (Leijon, 1991; Rosén, 1991; Sinclair m. fl., 1992). Effekten är mer tydlig och i många fall statistiskt säkerställd för tall, medan den för enskilda försök oftast inte är signifikant högre för gran. Ser vi till resultaten från flera försök samtidigt framgår det ändå tydligt att överlevnaden även för gran är lika hög eller högre efter HTU (Figur 4:2). I ett fall ligger överlevnaden tydligt högre för planterade granar efter HTU. Resultatet kommer från ett stubb- och ristäktsförsök, planerat och utlagt av Leijon, där slumpen medförde att kontrollytorna med ris kom att överrepresenteras i en svacka där avgångarna blev stora på grund av frost. Annars är den förväntade effekten av frost att den skall lindras något av riset (Söderström, 1974). Av de frostskaade granplantorna i Stefanssons försöksserie återfanns 60 % på HTU-tytor (Björkroth, 1978c). Möjligen går det i figur 4:2 också att urskilja en tendens till att den positiva effekten av HTU för tall avtar med minskande temperatursumma. Avgångsorsaker som synes lindras vid HTU, och därmed delvis kan förklara resultaten i fältförsöken, är sorkskador (Söderström, 1974; Anon, 1977; Björkroth, 1978c) och snöskytteangrepp (Björkroth, 1978b). Vad gäller snytbaggeskador pekar inte de äldre undersökningarna på vare sig någon ökning eller minskning vid HTU (Söderström, 1974; Björkroth, 1978c).

I "hyggesåldersförsöket", som omfattar två försökslokaler på Asa försökspark och två lokaler på Tönnersjöhedens försökspark, pekar dock resultaten mot en något lägre avgång orsakad av snytbagge för granar planterade efter HTU trots att förekomsten av snytbagge var något högre efter HTU (Örlander m. fl., 1997b). Samtidigt pekar en finsk undersökning på att närheten till hyggesavfall minskar risken för avgång för planterade tallar på grund av snytbagge (Selander, 1993).

Den bättre överlevnaden efter HTU behöver inte nödvändigtvis hänga ihop med minskande skadefrekvens utan kan bero på gynnsammare marktemperatur eller bättre markberedningsresultat och därmed snabbare etablering av plantorna. Genom denna snabbare etablering kan plantorna klara olika påfrestningar bättre, vilket i sig medför en högre överlevnad.

Till denna högre överlevnad efter HTU kan man sedan på många marker addera ett större inslag av självföryngring (Kardell, 1987, 1992 och 1996; McInnis & Roberts, 1994 och 1995; Bergqvist m. fl., 1997), främst i form av lövplantor. Dessa resultat indikerar också att förutsättningarna att använda sådd som kulturmetod förmodligen blir betydligt gynnsammare efter HTU. I ett äldre försök på mager tallhed (Mölinafältet) var också föryngringsresultatet på den sådda delen bättre efter HTU än på kontrollytorna med normal rismängd (Tamm, 1947; Egnell m. fl., 1994). På friska till fuktiga marker kan däremot ett ymnigt lövuppslag utgöra ett problem för den traditionella skogsskötseln, då det hämmar utvecklingen för planterade kulturplantor av barrträd. När det gäller beståndsföryngringen så visade Skoklefeldt (1977) att avgångarna var höga i hyggesavfallet, medan en kanadensisk undersökning pekar på att beståndsföryngringen tar mer skada vid HTU (McInnis & Roberts, 1994).



Figur 4:2. Relativ överlevnad (HTU/Kontroll) för planterade tallar och granar i svenska fältförsök: Nykvist & Söderströms ytor; Stubbtäkt - Leijon; Sundshyggen (Leijon, 1991); Stefanssons ytor (Björkroth, 1978c; Leijon, 1991); Ugglas ytor (Björkroth, 1983b; Leijon muntl. medd.); Björkroths ytor (Egnell & Leijon, 1996a); Mölnafältet (Tamm, 1947; Egnell m. fl., 1994; Örlander, 1997); Hyggesåldersförsöket (Örlander muntl. medd.); Kardells ytor (Kardell, 1996). Data har ritats in över standortsindex.

När man skall tolka resultaten ovan bör man tänka på att detta rör sig om fältförsök där man, i de flesta fall, ansträngt sig för att markberedningen och planteringen skall vara likvärdig för de olika behandlingarna. Då både markberedningen och planteringen underlättas av att grenar och toppar tagits bort (Hakkila, 1973 och 1989; Saltarelli, 1980), är det rimligt att tänka sig än större skillnader i praktiken, till fördel för HTU.

Detta resonemang styrks av att hyggesåldersförsöket, som i många avseenden mer liknar praktisk HTU, är ett av de få försök där en högre överlevnad är statistiskt säkerställd för planterade granar (G. Örlander SLU, muntl. medd.).

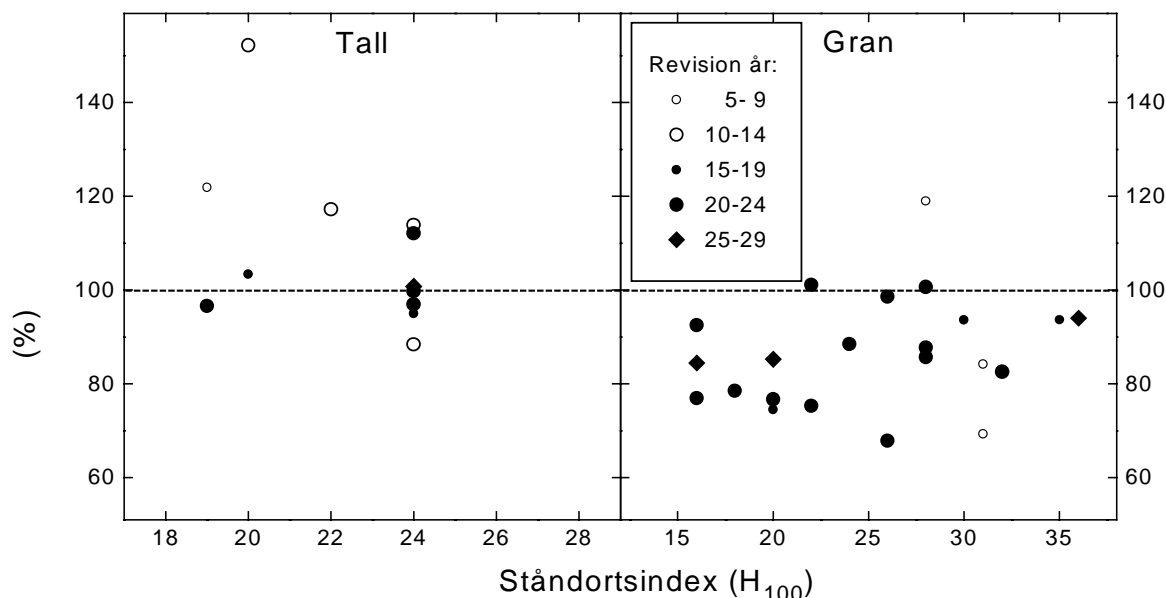
I motsatt riktning verkar dock det faktum att i några av försöken har kontrollytorna mer än en normal ris mängd, vilket kan överdriva den negativa effekten av hyggesavfallet på föryngringsresultatet. Dessutom förmår man inte ta ut allt hyggesavfall i praktiken (Holappa & Jonsson, 1987; Eriksson, 1993), varför HTU i praktiken ligger närmare konventionell stamskörd.

4.2.2 Påverkan på skogsproduktionen - slutavverkning

HTU vid slutavverkning påverkar planterade granars höjdtillväxt negativt medan höjdtillväxten för planterade tallar inte påverkas i det korta perspektivet (5-30 år). Opublicerade data tillsammans med resultat från gödslingsförsök pekar dock på att grundytetillväxten kan bli lägre även för planterade tallar vid HTU. Inget pekar på att svagare marker skulle vara mera känsliga än bördiga. Försök tyder på att den negativa tillväxteffekten som uppstår under de första 15 åren till stor del går att motverka genom att lämna barren kvar på hygget. Tillväxtförlusten sammanfaller väl med den tid då man kan förvänta sig en nettofrigörelse av kväve från avverkningsresterna. Tillväxtförlusterna motsvarar i medeltal omkring 2 års tillväxt.

I de fältförsök som lagts ut under åren går det idag att få en tillfredsställande bild av hur planterade plantor och det kvarvarande beståndet reagerar på HTU i slutavverkning respektive i gallring (röjning) under de första 5-30 åren.

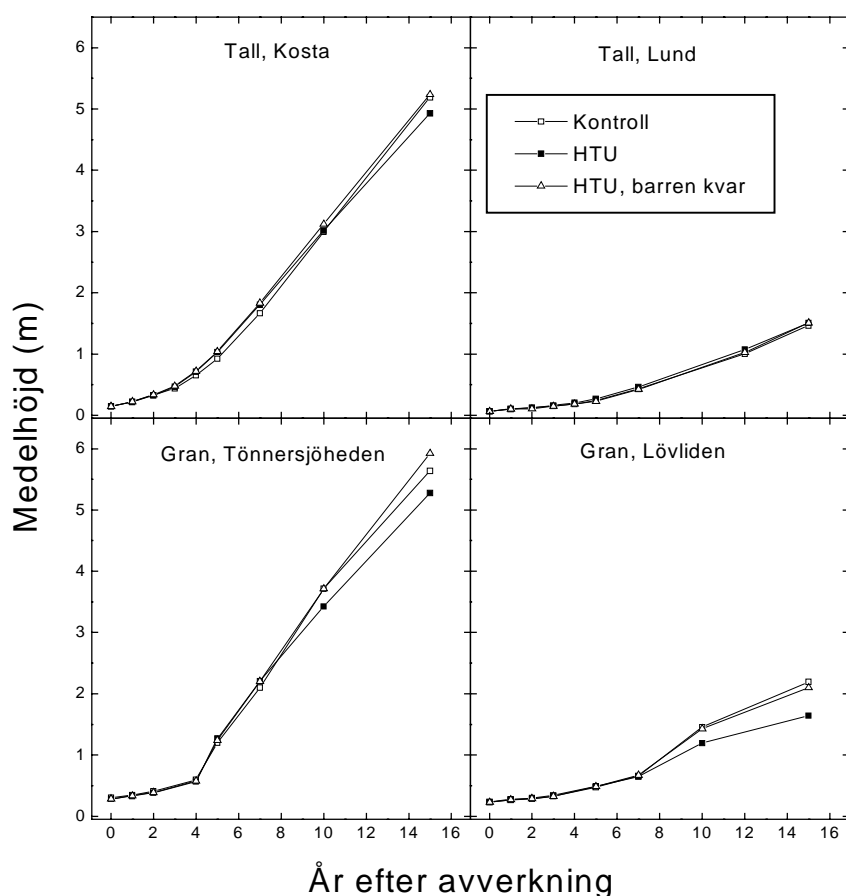
En stor del av resultaten finns redan sammanställda (Leijon, 1991; Sinclair m. fl., 1992), varför mycket i detta avsnitt bygger på dessa sammanställningar, vilka dock är kompletterade med nya data. På teoretiska grunder kan man komma fram till att effekten av det extra näringsuttaget bör bli mera uttalat i gallring där det kvarvarande beståndet med sitt utvecklade rotsystem effektivt bör kunna utnyttja näringen som frigörs från avverkningsresterna, medan plantan som planteras efter en slutavverkning har ett överflöd av näring oavsett intensiteten i skördeuttaget. Leijon (1991) menar dock att de planterade plantornas överflöd på näring är skenbart då de med sina begränsade rotsystem endast förmår exploatera en liten del av marken och dess näringsförråd. De försök som finns i slutavverkning visar att granplantors höjdtillväxt oftast reagerar negativt på HTU, medan tallplantor inte tycks påverkas nämnvärt (Figur 4:3).



Figur 4:3. Relativ medelhöjd (HTU/Kontroll) för planterade tallar och granar i svenska fältförsök: Nykvist & Söderströms ytor; Stubbtäkt - Leijon; Sundshyggen (Leijon, 1991); Stefanssons ytor (Björkroth, 1978c; Leijon, 1991); Ugglas ytor (Björkroth, 1983b; Leijon muntl. medd.); Björkroths ytor (Egnell & Leijon, 1996a); Mölnafältet (Tamm, 1947; Egnell m. fl., 1994); Hyggesåldersförsöket (Örlander muntl. medd.); Kardells ytor (Kardell, 1996). Data har ritats in över standortsindex.

Det bör dock påpekas att detta gäller höjdtillväxt. Kvävegödslingsförsök i ungskog av tall och gran har visat att granar ökar såväl höjd- som diametertillväxt, medan tallar främst svarar med ökad diametertillväxt (Pettersson, 1985). Om man ser på hyggesavfallet som en gödselgiva bör man få en liknande effekt av riset. På den bördigare tallokalen vid Kosta (Figur 4:4) var också skillnaden i grunddyta mellan HTU och kontrolltytor tydligt större, med en lägre grunddyta efter HTU, än skillnaden i medelhöjd (Egnell & Leijon, 1997).

I vissa försök har tallplantornas höjdtillväxt till och med varit högre efter HTU under de första åren (Björkroth, 1983b; Egnell & Leijon, 1996a), för att sedan lägga sig i nivå med tallar på kontrolltytorna. I Björkroths försöksserie (långtidsförsök), som lades ut under senare delen av 1970-talet ingick, förutom försöksled med och utan ris, ett försöksled där barren fick falla av riset innan det insamlades. Femton års höjdtillväxtdata visar att tillväxten för granplanterade efter HTU börjar tappa gentemot övriga behandlingar mellan år 5 och 7 och att skillnaden därefter ökar, medan effekten på tallplantornas höjdtutveckling är mer oregelbunden utan någon tydlig trend (Figur 4:4). Tillväxtförlusten i försöken har i medeltal beräknas motsvarar ca 2 års tillväxtförlust (Rosén, 1991).

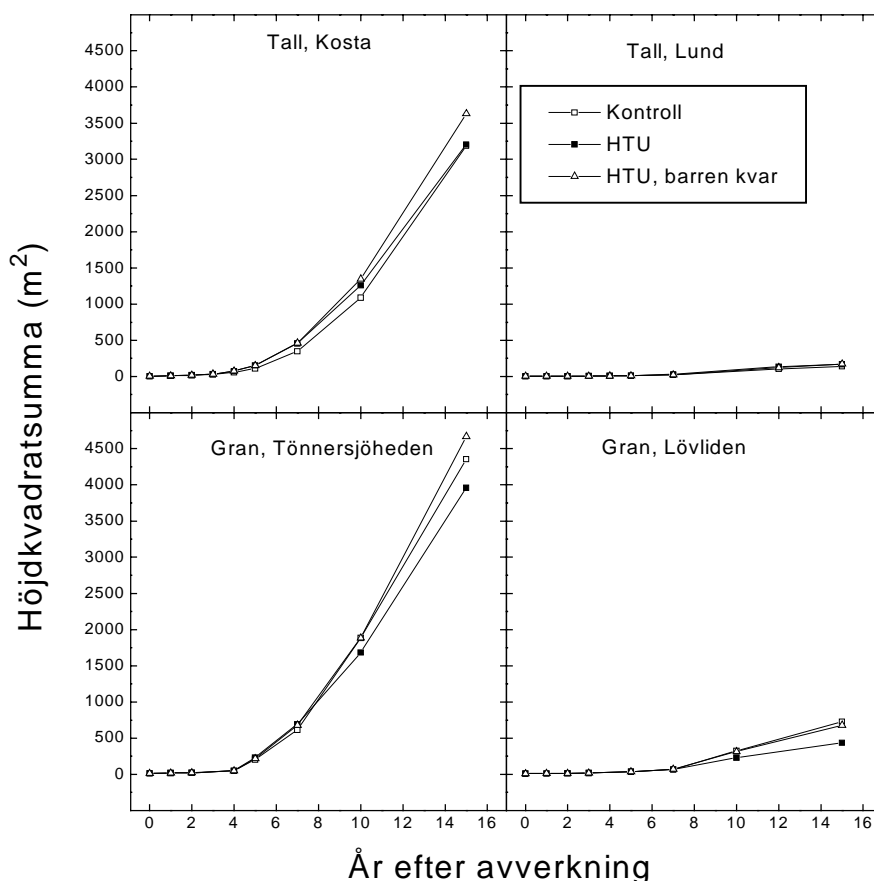


Figur 4.4. Medelhöjdens utveckling för tall- och granplantor planterade efter olika skördeintensitet i slutavverkning, enbart stamskörd (kontroll), skörd av hela trädet ovan stubben (HTU) samt skörd av stam och grenar medan barren lämnats kvar (efter Egnell & Leijon, 1996a).

I tid sammanfaller tillväxtförlusten för gran väl med den tidpunkt då vi kan förvänta oss att kvävet, det oftast tillväxtbegränsande näringsämnet, i hyggesavfallet börjar bli tillgängligt för plantorna (Berg & Staaf, 1980 och 1981; McClaugherty, 1986). Intressant är att den

negativa effekten av HTU under denna första 15-årsperiod tycks gå att motverka genom att barren lämnas kvar jämnt spridda. Detta tyder på att det är näringen i hyggesavfallet som påverkar de planterade granarnas tillväxt positivt snarare än den fysikaliska närvaron av riset och dess eventuella effekt på omsättningen av det näringskapital som finns lagrat i marken.

När det gäller överlevnaden för plantorna verkar motsatsen gälla, nämligen att det främst är den fysiska närvaron av hyggesavfallet som inverkar negativt på överlevnaden, framför allt för tallplantorna (Egnell & Leijon, 1996a). Sammantaget medförde detta att "skötselresultatet", här beskrivet som kvadratsumman av plantornas höjder, var lika bra eller bättre än på kontrollytorna då enbart stam och grenar togs ut medan barren lämnades kvar (Figur 4:5). Det bör dock påpekas att den största delen av den näring som fanns i barren sannolikt har mineraliserats efter 15 år, medan en del av den näring som fanns i de grövre och vedartade fraktionerna av hyggesavfallet troligen fortfarande är immobilt (Olsson m. fl., 1996b). Även om halterna av näring i de grövre fraktionerna initialt är ganska låga i vedartat substrat så kan kvävehalten öka markant då markorganismerna exploaterar det (Berg & Staaf, 1981; Fahey m. fl., 1991).



Figur 4.5. Höjdkvadratsumman ("skötselresultatet" = summan av de kvadrerade höjderna för levande plantor) för tall- och granplantor planterade efter olika skördeintensitet i slutavverkning, enbart stamskörd (kontroll), skörd av hela trädets ovan stubben (HTU) samt skörd av hela trädets ovan stubben exklusive barren (efter Egnell & Leijon, 1996a).

I många av de äldre försöken har plantorna planterats efter markberedningsprinciper (ofta manuell fläckmarkberedning) som idag inte anses vara de mest optimala för plantornas tidiga tillväxt. Vi vet idag att framförallt granplantor ofta reagerar negativt om de planteras i ren mineraljord som vid fläckmarkberedning (Hallsby, 1994). Förutom avsaknad av förna och humus, med dess näringskapital, så luckras inte marken upp som efter en högläggning. Genom en bättre markberedningsprincip kan man därför troligen motverka delar av den negativa effekten av HTU på granplantors tillväxt som beskrivits ovan. Inledande tillväxtmätningar i hyggesåldersförsöket, där försöksled med och utan hyggesavfall kombinerats med högläggning och omarkerett antyder att man med markberedning, vilken ökar näringstillgängligheten, delvis kan kompensera näringsförlusten som uppstår vid HTU (G. Örlander SLU, muntl. medd.). Risker med detta är att den negativa effekten skjuts på framtiden och att markberedningen i sig leder till ökad näringsförlust (Johansson, 1994). Men då hyggesavfallet har tagits bort, som vid HTU, går det också lättare att få till en bra markberedning, vilket öppnar möjligheten för mindre intensiva markberedningsmetoder där en mindre del av humustäcket störs. Dessutom vinner man tid då markberedning och plantering kan ske på yngre hyggen.

Tallarna däremot verkar, i det tidsperspektiv försöken medger, klara näringsförlusten vid HTU. I en undersökning av skogsproduktionen i gamla grustag jämförde Kardell m. fl. (1993) tillväxten i äldre övergivna grustag med produktionen i jämförbara bestånd i omedelbar, men av grustakten ostörd närhet.

Resultatet pekade på mycket måttliga negativa effekter på skogsproduktionen av grustakten, trots att vi här talar om uttag av hela trädbiomassan (inklusive stubbar och rötter) tillsammans med fält- och bottenskipt, förna och humus samt det övre mineraljordslagret.

Vid en jämförelse av produktionen i fem äldre markberedningsförsök där intensiv markberedning utförts på svag lavhävdad tallhedsmark fann Örlander m. fl. (1996) att övre höjden indikerade en minst lika hög bonitet på de markerade ytorna, trots att 15-30 % av kväveförrådet gått förlorat. Det kan i detta sammanhang vara värt att påpeka att de kväveförluster som uppstod på grund av markberedningen i dessa försök avsevärt översteg de förluster som skulle uppstå vid ett konsekvent helträdsutnyttjande i gallring och slutavverkning på motsvarande mark.

En bidragande orsak till att framför allt släktet *Pinus* kan upprätthålla kväveförsörjningen även på mycket magra marker kan vara förmågan att utnyttja organiskt kväve som kvävekälla (Finlay m. fl., 1992, Northup m. fl., 1995).

Sammantaget tyder undersökningarna på att tallar klarar av störningar som resulterar i näringsförluster och begränsningar i humuslagrets mäktighet eller närhet bättre än granar. Att se på tallen som ett framgångsrikt pionjärträd efter skogsbrand ger ett evolutionärt perspektiv på resultaten ovan. Även en skogsbrand kan nämligen leda till avsevärda förluster av humus och kväve som avgår i olika gasformer, men även av mineralnäringsämnen som utlakas eller försvinner med askpartiklar som blåses eller spolats bort från ståndorten (Ahlgren & Ahlgren, 1960; Harwood & Jackson, 1975; Boerner & Forman, 1982). Möjligen har tallarna utvecklat ett eller flera system för att klara sig i en näringsfattig miljö, system som förmodligen bygger på samspel med markorganismer. Flera utländska undersökningar pekar på tänkbara sätt på vilket släktet *Pinus* hushållar (Northup m. fl., 1995) eller förser sig med kväve, kanske genom kvävefixering (Jorgensen & Wells, 1971; Bormann m. fl., 1993). I ett ännu opublicerat material har man även visat att tallplantor infekterade med mykorrhizasvampar ökade sitt upptag av mineralnäringsämnen P och K i jämförelse med ej infekterade plantor. Vad som var än mer intressant var att olika mykorrhizasvampar hade olika förmåga att öka plantans upptag beroende på vilket mineral plantan odlades i (R. Finlay Lunds universitet, muntl. medd.).

4.2.3 Påverkan på skogsproduktionen - gallring och röjning

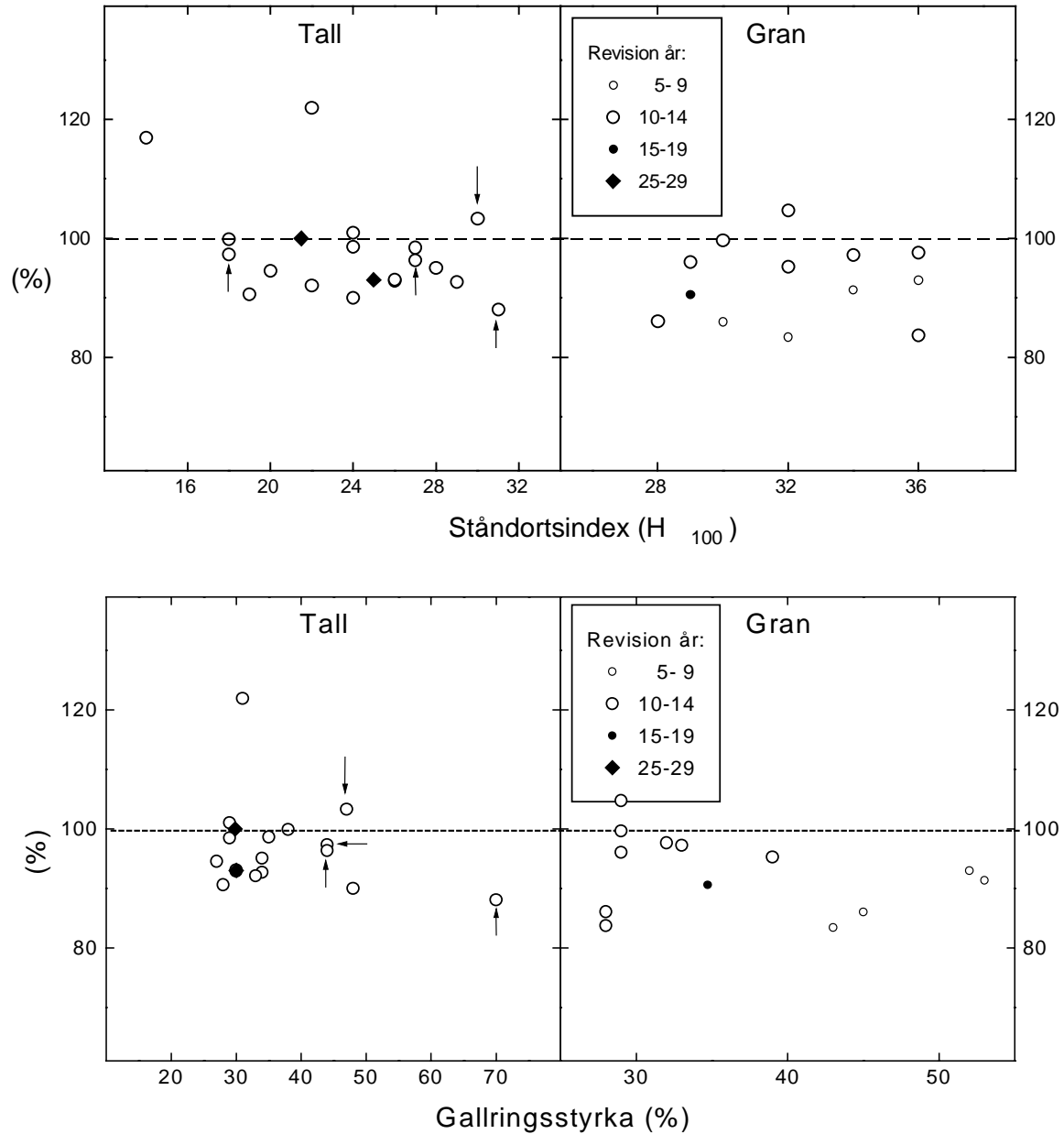
HTU medför tillfälliga tillväxtnedläggningar i både tall- och granskog motsvarande ca 7 % i tall och 10 % i gran. Det finns ingen tendens till att svagare marker skulle vara mera känsliga än bördiga. Tillväxtnedläggningarna kan motverkas genom näringskompensation.

När det gäller gallring (röjning) har man tidigare haft ett begränsat empiriskt material att bygga sina slutsatser på. Ett äldre norskt gallringsförsök i tallskog, anlagt 1928, där riset släpats över från ena halvan till den andra, som alltså fick dubbel rismängd, har tidigare refererats flitigt. Under den 41-åriga period som försöket följts har den helträds-gallrade halvan haft i genomsnitt 20 % lägre produktion ($0,3 \text{ m}^3 \text{ sk/ha år}$) på denna svaga mark (Brantseg, 1962). Det finns dock en del tveksamheter i denna studie om man vill dra slutsatser om HTU. Förutom att kontrollen fått dubbel rismängd vid gallringarna, förelåg troligen bonitetsskillnader till fördel för kontrollytan redan vid anläggandet. Trots ett högre uttag på kontrollytan var nämligen både virkesförrådet och medelhöjden där högre efter den första gallringen.

Ett annat gallringsförsök med upprepade helträdsuttag finns i Venjan, Dalarna där produktionsförlusten efter HTU var ca 10 % i jämförelse med kontrollen (enkel rismängd) efter 16 år, medan skillnaden gentemot en behandling med dubbel rismängd endast var ca 5 % (Andersson, 1983 och 1988).

I figur 4:6 jämförs tillväxten efter HTU i gallring (röjning) med kontrollytornas tillväxt för flertalet av de nordiska fältförsök där data finns tillgängliga idag. Man kan tydligt se att HTU varit negativt för produktionen för både tall och gran. För tall hamnar tillväxtnedläggningen i genomsnitt omkring 7 %, medan effekten för gran är cirka 10 %. Kukkola & Mälkönen (1996) menar att skillnaden mellan tall och gran i deras försöksmaterial står att finna i den relativt sett större näringsmängden som finns i grenar och toppar i en granskog jämfört med i en tallskog (figur 4:1). De får också stöd i den uppfattningen av Möller & Pettersson (1990) som menar att tillväxtminskningen står i direkt relation till den extra mängden kväve som tas ut med toppar och grenar. Detta resonemang gör också att man bör få kraftigare effekter vid större gallringsuttag. Då den relativa tillväxten ritas in över gallringsuttagets storlek ser man också en trend mot större relativ tillväxtminskning vid ökat uttag för båda trädslagen. I det bördighetsintervall (i figur 4:6 beskrivet genom ståndortsindex) inom vilket försök finns utlagda finns det däremot inget stöd för uppfattningen att man riskerar större tillväxtförluster eller permanenta bonitetssänkningar på svag mark, vilket tidigare framförts (Nykvist, 1974a; Staaf, 1980; Lundmark, 1983).

Från en samnordisk försöksserie presenterade (Jacobson m. fl., 1996, Jacobson, 1996) data som visar att det går att kompensera för det extra näringsuttaget vid helträds-gallring genom gödsling. Liknande data finns också från Finland (Kukkola & Mälkönen, 1996). För att helt kompensera förlusten bör denna gödselgiva vara något större än uttaget, något som påtalades redan 1974 av Nykvist (1974a). Viktigt att komma ihåg är att man i dessa försök har undvikit att köra med maskiner på ytorna varför effekten av markkompaktering och rotskador inte finns med.



Figur 4:6. Relativ grundyte- eller volymtillväxt (HTU/Kontroll) för det kvarvarande beståndet efter gallring/röjning. Vid röjningsförsöken (markerade med pilar) har hela biomassan inklusive stammen lämnats på kontrollytorna. Data från fältförsök i Sverige, Norge och Finland: SNS-serien (Jacobson muntl. medd.); Leijons gallringsförsök (Egnell & Leijon, 1996b); Tveites ytor (Tveite, 1983); Kukkola & Mälkönen (1996); Munkfors (Jacobson muntl. medd.); Venjan, & Sf 260 (röjning) (Leijon, 1991, muntl. medd.), röjningsförsök vid inst. f. Skogsproduktion, SLU (Leijon muntl. medd.). Data har ritats in över ståndortsindex och gallringsstyrka (grundyte- eller volymprocent).

4.2.4 Temporär eller permanent produktionsnedsättning

Försöksdata indikerar att de tidiga tillväxtnedsättningar som uppstår vid HTU är tillfälliga (upp till 20 år) med de längre förloppen för de svagare markerna. De procentsiffror avseende tillväxtförluster som anges ovan, vilka är relaterade till mätperioden, blir därför lägre då de slås ut över en hel omloppstid. I försök med upprepade uttag (2-3 uttag) motsvarar tillväxtförlusten 2-4 års normaltillväxt i granskog, medan såväl tillväxtökning som tillväxtminskning registrerats i tallskog (max 3 års tillväxtförlust).

Vid analys av borrhärdar från den svenska delen av försöksserien med helträdsställning visade Jacobson (1996) att den negativa effekten på grundytetillväxten börjar ca 3 år efter skördeuttaget samt att tillväxten inte har återhämtat sig efter 10 år.

Varaktigheten av tillväxtnedsättningarna har också undersökts av Leijon & Egnell (1996b) i det svenska försök (S865, Tönnersjöheden, Halland) där den i absoluta tal största tillväxtminskningen (68 m³sk efter 30 år) till följd av HTU registrerats. I detta försök har HTU tillämpats i slutavverkning med extra mängd ris till kontrollytorna samt i en röjning och två gallringar med normal ris mängd till kontrollytorna. Upprepade biomassauttag har i detta försök hittills lett till övergående tillväxtminskningar. Tillväxtminskningen efter den senaste gallringen var 6-9 %, vilket är mindre än vad som uppmättes efter den första röjningen och i nivå med andra försök med engångsuttag vid gallring i granskog (figur 4:6). För skogsägaren är det ändå en realitet att 68 m³sk har förlorats i förhållande till ytor där riset lämnats kvar i detta bestånd. Delar av skillnaden går dock att förklara med beståndsbehandlingen, vilken har stor betydelse för produktionen och kan förstärka tillväxtförluster som har uppstått redan i plant- och ungsogsstadiet. I detta fall har man valt samma absoluta uttag på de båda ytorna vid röjningar och gallringar vilket har medfört att kontrollytornas virkesförråd efter uttagen successivt har ökat i förhållande till HTU-ytorna. Detta i sig ger en högre produktion på kontrollytorna utan att det föreligger några skillnader i markens produktionsförmåga. Exemplet visar att man bör kunna anpassa skogsskötseln genom senarelagd eller svagare förstagallring, för att inte onödigtvis förstärka tillväxtförluster som har uppstått i plant- och ungsogsstadiet. Ytterligare data från flera andra försök med gran stärker bilden av att det rör sig om tillfälliga tillväxtnedsättningar som varar upp till ca 20 år och med de längre förloppen på de svagare markerna (B. Leijon SLU, muntl. medd.).

I tallskog finns ett försök på medelgod mark (Venjan) med upprepade helträdsuttag vid två gallringar där HTU har medfört att 2-3 års tillväxt förlorats (Andersson, 1983 och 1988). Försöket ger dock inga entydiga svar på hur länge tillväxtnedsättningen bestod efter gallringarna. Dock finns trender i materialet som tyder på att effekten avklingar mot slutet av mätperioden (Leijon & Egnell, 1996).

På en svag tallhed söder om Jönköping anlades ett försök 1922-1923 där man tog bort riset från ett försöksled och "risgödslande" ett annat försöksled kraftigt med 4,5 gånger normal ris mängd, varefter man planterade med tall. Tidiga revisioner (1932 respektive 1941-1942) visade att plantöverlevnaden var lägst medan höjdtillväxten var högst på risgödsland yta (Tamm, 1947). Efter 70 år återfanns emellertid ingen mätbar negativ effekt av ristakten (HTU) på produktionsförmågan, skattad med ledning av övre höjden, på denna svaga mark av tallhedstyp (Egnell m. fl., 1994; Leijon & Egnell, 1996).

Markstudier 7-9 år efter slutavverkning på Björkroths försöksytorna visade på lägre C/N-kvoter i humusskiktet där hyggesresterna lämnats kvar för de sydligt belägna tall- och granytorna, medan inga skillnader registrerades på de nordligt belägna och svagare tall- och granytorna (Olsson m. fl., 1996b). Vid en upprepning av dessa studier, 15-16 år efter slutavverkningen, registrerades inga skillnader i söder, medan C/N-kvoterna i mineraljorden (0-5 cm) var lägre

på båda lokalerna i norr. Det indikerar att den positiva tillväxteffekten då hyggesresterna lämnas kvar är på väg att avklinga i söder medan den fortfarande pågår i norr, då det finns en koppling mellan minskande C/N-kvoter och kvävemineringspotentialen.

De tillväxtförluster som uppstått i försök med upprepat HTU (2-3 uttag), har bedömts motsvara 2-4 års tillväxt vid given bonitet i granskog medan såväl tillväxtvinster som förluster registrerats i tallskog. (Leijon & Egnell, 1996).

4.3 Fauna och flora

4.3.1 Markväxter och marksvampar

Effekten av HTU på markvegetationen är fortfarande mätbar 15-18 år efter avverkning. När riset brutits ner fullständigt kommer troligen vegetationen på ytor efter konventionell avverkning att likna den på ytor där riset tagits tillvara. I norra Sverige kommer denna process sannolikt att ta längre tid än i södra Sverige eftersom nedbrytningen går långsammare där. Effekten av ristäkt på vegetationen mildras om barren lämnas på hygget. Det är inte visat, men kan heller inte uteslutas att upprepad ristäkt kan minska markens näringsutbud och på så sätt långsiktigt ändra markvegetationens sammansättning. Alla genomförda undersökningar behandlar "vanliga arter" och det är okänt hur sällsynta markväxters förmåga att överleva hyggesfasen påverkas av HTU. Effekter av ristäkt på samspel mellan skogsträd och mykorrhizasvampar är okänd.

Kardell (1992 och 1993) har undersökt antalet växtarter som försvann och tillkom på ytor med och utan ristäkt. Artantalet före avverkning i den slutna skogen var så lågt som 13-16 arter. Efter 11 år hade artantalet ökat till 55 efter såväl HTU som stamskörd. Ingen av de ursprungliga växterna har under perioden försvunnit helt (Kardell, 1993). Kvantitativa data från samma studie antyder att biomassan i fält- och bottenskiktet ligger lägre efter HTU, vilket kan bero på det extra uttaget av näring. I en annan undersökning (Kardell, 1992) försvann i medeltal 3 arter och tillkom 18 på kontrollparcellerna i ett stort försök med 9 försökslokaler från Småland till Norrbotten under sex år efter avverkning. Motsvarande siffror för risrensade parceller blev 4 och 19. Av totalt 83 arter som fanns på kontrollparcellerna före avverkning återstod 65 efter sex år, 18 hade försvunnit och ytterligare 65 hade tillkommit; totalt 148 arter. Endast ca 20 arter bedöms som stabila, det vill säga de klarar både slutna skog och hygge. Undersökningen visar tydligt vilken stor effekt avverkning har på utdöende och invandring medan effekterna av ristäkt är försumbar när det gäller vanliga växter.

Olsson och Staaf (1995) utredde möjliga orsaker till vegetationens förändring. Orsakerna delas in i "effekt av ris + barr", "effekt av ris" och "effekt av barr". På så sätt kunde man särskilja fysikaliska effekter och näringsrelaterade effekter av ris. Analysen grundar sig på en stor mängd variansanalyser. Författarna slutsats är att vegetationsförändringarna främst är näringsbaserade. Detta kan i sin tur leda till interaktioner mellan arter. Exempelvis så spekuleras i att blåbär gynnas av ristäkt därför att kruståtel missgynnas. Resultaten antyder att vegetationen på hyggen där man låtit barren ramla av innan ristäkten är mer lik vegetationen på hyggen där ris och barr lämnats än på hyggen där ris och barr tagits bort. Effekterna av ristäkt bedöms som små och skillnader i vegetation mellan behandlingarna liknar de man på finner längs en naturlig bonitetsgradient.

Kruuse (1992) menar att det ur ekologisk synvinkel är självklart att man skall låta barr eller löv falla på hygget innan man tar hand om riset. Hon anger ingen källa. Olssons och Staafs undersökning visar att Kruuses rekommendationen kan försvaras om målet är att efterlikna hyggesvegetationen på hyggen utan ristäkt. Detta kanske inte alltid är ett självklart mål.

I områden med hög kvävedeposition skulle det tvärtom kunna betraktas som positivt att inte ytterligare gynna nitrofila (kvävegynnade) arter.

Baserat på flera undersökningar (Ingelög, 1978; Kardell & Wärne, 1981; Kardell 1983, 1992, 1993 och 1996; Olsson & Staaf, 1995, Bergqvist m. fl., 1998, H.-Ö.Nohrstedt Skogforsk, muntl. medd.) går det att identifiera ett antal "vinnare" och "förlorare" vid HTU. Bland vinnarna märks lingon, ljung, renlav och björnmossor och bland förlorarna nitrofila arterna som mjölke och hallon. För hallon reducerades bärproduktionen med hela 84 % vid HTU (Kardell, 1993). Bland ytterligare förlorare som identifierats i undersökningarna ovan kan nämnas örnbräken, väggmossa, rödven, ekbräken. Liksom några andra arter uppvisar kruståtel en delad bild, där det verkar gynnas av HTU på kort sikt (4-5 år) (Ingelög, 1974; Kardell, 1983; Nykvist, 1990), medan det missgynnas på längre sikt (8, 11 år) (Kardell, 1993; Olsson & Staaf, 1995). Denna bild förstärks ytterligare av material från Nykvist & Söderströms ytor där kruståteln uppvisar högre biomassa efter HTU fram till år 6-10, därefter är biomassan lägre i jämförelse med ytor där grenar och toppar lämnats kvar (Nykvist, 1997b). Detta stöder Olsson och Staafs uppfattning att kruståtel hämmas av beskuggningen som riset åstadkommer, medan det på sikt, då kvävet i grenar och toppar börjar mineraliseras, gynnas.

Det finns två undersökningar som med hänsyn tagen till geografiskt och tidsmässigt omfång, är särskilt värda att beakta, den första av Kardell (1992) och den andra av Olsson och Staaf (1995). Båda undersökningarna beskriver vegetationsförändringar till följd av avverkning och riståkt. I Kardells undersökning ingår nio försökslokaler från Småland till Norrbotten och tidsspannet är sex år. Olsson och Staafs undersökning omfattar två sydliga och två nordliga lokaler och beskriver vegetationens sammansättning 8 respektive 16 år efter avverkning. Undersökningarna kompletterar således varandra på så sätt att nästan hela tidsintervallet 0-16 år efter avverkning täcks in. Sammanfattningsvis kan sägas att de två undersökningarna ger en god bild av vad som händer på hyggen efter tåkt av tall- och granris. Ett minus i Kardells studie är dock att han anger medelvärden för förändringar baserade på hela materialet från söder till norr. Det är således svårt att utvärdera regionala skillnader. I båda studierna menar författarna att långsiktiga effekter av riståkt på floran sannolikt är små vid ett engångsuttag. Artstocken är lika i olika behandlingar även om kvantiteterna av varje art skiljer sig betydligt. Olsson och Staaf menar att skillnaderna mellan behandlingar kan bestå längre i norra Sverige där omsättningen är långsammare än i södra Sverige. Deras resultat antyder också att effekterna av riståkt är större i norra än i södra Sverige, troligen därför att kvävedepositionen från luften är större i söder än i norr. De påpekar dock att effekten av upprepad riståkt är okänd.

När det gäller sällsynta växter ger inte nämnda undersökningar några data. Man kan spekulera i att så kallade signalarter eller rödlistade arter bland skogsväxterna har en sämre förmåga att överleva hyggesfasen vid HTU, eftersom mängden skyddade växtplatser minskar. En högre andel bland rödlistade kärlväxter än bland icke rödlistade är skuggföredragande (17 % respektive 1,6 %) medan en lägre andel är ljusföredragande (28 % respektive 63 %, Gustafsson, 1994). Elofsson & Gustafsson (1997) undersökte förekomsten av så kallade signalarter i gammal skog och i ungskog. De fann att ormbär, blåsippa, vårärt och myskmadra växte betydligt oftare på skyddade platser (till exempel under gräs och buskar) i ungskogen än i den gamla skogen. Rishögar och toppar skulle kunna verka som skydd för växtplatser och i så fall skulle HTU minska frekvensen av skyddade växtplatser på ett hygge. Eventuella negativa effekter av riståkt borde kunna kompenseras till en del av god naturhänsyn vid avverkning. Dagens hyggen med kvarlämnade levande och döda träd, buskar och hänsynsytor borde ha fler skyddade växtplatser än gårdagens kalhyggen. Här saknas dock jämförande studier.

Frågan om skogsenergins konsekvenser för florans utreddes redan 1992 av Kruise. Hennes slutsats var att helträdsuttag kan accepteras ur florans synvinkel om:

- mellan 10 och 30 % avverkningsrester av alla grovlekar lämnas kvar på alla hyggen
- barr och löv tillåts falla på hygget före uttag
- ädellövskog och blandskog med ädellöv undantas
- lågor, torrakor, enstaka lövträd och gamla träd lämnas på hygget.

Slutsatserna, är dåligt belagda i litteraturen och hon ger själv inga nya data. Kruise (1992) pekar på behovet av asktillförsel efter HTU och att detta kan vara ytterligare ett riskmoment. De kunskapsluckor hon identifierar är vad som händer på lång sikt (över en omloppstid eller längre), samt om mängden organiskt material minskar och vilka effekter detta har på florans.

Wästerlund & Ingelög (1981) studerade förekomsten av fruktkroppar hos kända mykorrhizasvampar i 15 år gamla försök med HTU i tall och gran. Inga skillnader i antal fruktkroppar eller biomassan av fruktkroppar noterades, men ett beräknat diversitetsindex som bygger på både artantal och deras biomassa var lägre efter HTU, vilket indikerar en viss artutarmning. Wästerlund (1982) studerade fruktkroppsförekomst av kända mykorrhizasvampar i ett näringsoptimeringsförsök på tallhed. Både mängden fruktkroppar och artantalet minskade vid ökande N-giva. Både minskningen i antal arter och i producerad mängd svampbiomassa blev störst på ytan med balanserade givor av alla näringsämnen. Med reservation för att undersökningen endast bygger på registrering av fruktkroppar, vilket förmodligen är en svag indikator på såväl kvalitativ som kvantitativ förekomst av svamp (Dahlberg m. fl., 1996), så pekar resultaten på att mykorrhizasvamparnas konkurrenskraft påverkas av näringsutbudet samt att det kan finnas kopplingar mellan svamparten och brist på specifika näringsämnen. Därmed skulle artförändringar i samband med HTU delvis kunna vara kopplade till ett sätt att kompensera för specifika brister på näring, medan en annan del är kopplad till ett minskat utbud av kol för nedbrytande svampar.

I en lägesrapport till NUTEK meddelar Finlay m. fl. (1997) att tätheten av mykorrhizainficerade rötter per m rot var ca 40 % lägre på ytor som varit risrensade fyra gånger sedan avverkning 1961 (slutavverkning och 3 gallringar) jämfört med risade ytor i Tönnersjöheden, försök S865 (ca 1000 per m jämfört med ca 600 per m). Resultaten är preliminära och måste tolkas med försiktighet, men det är ändå en indikation om att upprepad riståkt kan påverka en viktiga funktionell grupp under mark (R. Finlay SLU, muntl. medd.).

4.3.2 Markfauna och mikroorganismer

HTU påverkar smådjur, svampar och bakterier i marken. Kunskapen om effekten av HTU på markens fauna baseras i huvudsak på studier på två lokaler i Sverige. För vissa markdjur kvarstår effekten (minskad mängd) ännu 19 år efter avverkning. De uppmätta effekterna är kvantitativa snarare än kvalitativa det vill säga inga taxa (arter eller grupper) har försvunnit eller tillkommit som en följd av HTU. De direkta effekterna av ett engångsuttag av ris och toppar på markfaunan bedöms vara små medan långsiktiga effekter är okända.

När det gäller studier av små markdjur och mikroorganismer så är det främst försöket på tallheden vid Jädraås som har studerats. Ett mönster som gäller för enchytraeider (småringmaskar), nematoder, rotatorier, tardigrader, och bakterier är att de ökar markant i samband med avverkning, men att ökningen blir lägre vid HTU än på jämförelseytan med dubbel rismängd (Sohlenius, 1978; Bååth m. fl., 1978; Lundkvist, 1978, 1983 och 1996; Persson & Sohlenius, 1980; Lundgren, 1982.). Liknande resultat för bakterier finns också från USA (Hendrickson m. fl., 1985). I Jädraåsförsöket såg man inga behandlingsskillnader på kort sikt på små markdjur som kvalster, spindlar och insekter (Persson, 1978).

Kortsiktiga effekter av HTU på insekter och spindeldjur har dock påvisats i Kanada (Bird & Chatarpaul, 1986).

Vid undersökningar i Jädraåsförsöket 15-19 år efter behandlingen kunde man registrera skillnader mellan behandlingarna bland flera grupper av insekter och spindeldjur (Bengtsson m. fl., 1997a,) och nematoder (Sohlenius, 1996). För nematoder fann man ganska små effekter (färre nematoder) och då endast på ytor med ljung. För insekter och spindeldjur (Bengtsson m. fl., 1997a) var skillnaderna påtagliga men snarare kvantitativa än kvalitativa, det vill säga inga artgrupper hade försvunnit eller tillkommit. Relativa förändringar mellan olika trofiska grupper (saprofager, predatorer mm.) var något större vid HTU. Författarna menar att de direkta effekterna på näringsomsättningen i marken till följd av minskade mängder djur troligen är små. Däremot spekulerar man i att den påverkan av HTU på mängden markdjur av olika slag leder till en minskad näringsomsättning i marken och kan ge upphov till en ond cirkel med långsiktiga konsekvenser för markens näringsstatus. Detta skulle främst gälla bestånd som är beroende av en intern kvävecirkulation (liten deposition från luften). Man bör tänka på att försöket jämför ristäkt med dubbel rismängd. Det är ett rimligt antagande att detta skulle överdriva skillnaderna jämfört med ristäkt i praktiken där uttagen normalt är lägre än i försöken och jämförelsen är enkel rismängd. Detta är dock inte belagt, och man har visat att tillförsel av förna i ekskog inte alls påverkade markfaunan, medan bortförsel av densamma påverkade flera artgrupper. (David m. fl., 1991).

Bengtsson m. fl. (1997b) sammanställde effekter på markfauna från Jädraåsförsöket och Tönnersjöheden (försök S865). I Tönnersjöheden hade HTU skett fyra gånger sedan 1961. Effekterna av HTU var trots detta inte större i Tönnersjöheden än i Jädraås om man undantar rovlevande kvalster som uppvisade en något större relativ nedgång i Tönnersjöheden. Den ringa skillnaden kan möjligen förklaras av skillnader i skogstyp och bördighet (tallhed i Jädraås och bördig granskog i Tönnersjöheden) och av ett betydligt större nedfall av kväve i Tönnersjöheden.

När det gäller svampfloran vid Jädraås så var biomassan efter en vegetationsperiod lägre på HTU-ytorna (Bååth m. fl., 1978). Efter fyra år kvarstod ingen signifikant skillnad i svampbiomassa mellan behandlingarna (Bååth, 1980), medan artsammansättningen var något förändrad efter HTU (Bååth, 1981).

4.3.3 Vedlevande organismer

Insekter och svampar utnyttjar avverkningsavfall. Det finns inga studier som beskriver effekter av HTU på vedlevande organismer. Det finns få rödlistade arter som är specialiserade på toppar och grenar av barrträd på hyggen. I södra Sverige finns ganska många rödlistade insekter som utnyttjar avverkningsrester av lövträd på hyggen.

Det finns inga studier gjorda på hur vedlevande organismer påverkas av HTU. Ris och toppar hyser många arter av insekter och kryptogamer. Ändå är det den grova döda veden som har störst betydelse för en rad olika organismer och funktioner i skogen (se Samuelsson m. fl., 1994). Stamskörd har mycket stor inverkan på mängden död ved i våra skogar. Fridman och Walheim (1997) fann att mängden död ved (grövre än 10 cm) var dubbelt så stor i slutavverkningsmogen skog som på hyggen. Det är inte belagt men finns anledning att tro att HTU ytterligare ökar gapet mellan mängden död ved före och efter avverkning. Weslien (1994a) utredde effekten av skogsbränsleuttag på främst rödlistade ryggradslösa djur som huvudsakligen lever i träddelar, träd, eller trädbiotoper som idag normalt ej nyttjas av det konventionella skogsbruket, men kan komma att beröras vid ett ökat uttag av skogsbränsle. Han kom fram till att grenar och toppar av barrträd på hyggen kan utnyttjas förutsatt att:

- Kvarlämnade liggande och stående stora träd på hyggen bör inte tas bort då de är betydelsefulla för gruppen "hänsynskrävande arter".
- Skyddsvärda substrat (till exempel på marken liggande torrträd) och småbiotoper inte körs sönder.
- Brända träd (bör) sparas.
- Skogsbryn, åkerholmar, alléer och hagmarker bör som regel inte utnyttjas, men arter i igenväxande hagmarker och kan gynnas av en insiktsfull utglesning.
- Flora- och faunavårdsexpertis bör kontaktas vid utglesning av hagmarker och bränd skog.

Kruise (1992) anser att man bör lämna minst 10-30 % av avfallet (alla grovlekar) med hänsyn tagen till floran. För sällsynta vedlevande insekter och kryptogamer gäller att kvaliteten (snarare än kvantiteten) på det som lämnas är avgörande. Med tanke på sällsynta insekter bör man enligt Weslien (1994 a) prioritera lämnandet av hela trädkronor (framförallt av lövträd) framför löst liggande grenar, samt grova grenar och stamdelar framför ris och klena toppar. Ris och toppar av barrträd hyser få rödlistade insekter (Weslien, 1994a). Bland rödlistade kryptogamer anges inte någon som förekommer på hyggen (Berg m. fl., 1994) eller klarar av att överleva en slutavverkning (Berg m. fl, 1995) men här gäller att många arter föredrar grov murken ved och kan möjligen kolonisera veden då ungskogen slutit sig (Weslien, 1996).

4.3.4 Däggdjur och fåglar

Fåglar som häckar i skydd av ris efter avverkning kan missgynnas av HTU. Det finns inga undersökningar på hur viktig riset är som nisch är för olika fågelarter. Sork missgynnas sannolikt av HTU.

Effekterna på den högre faunan är nästan inte alls studerad. Den enda undersökning som finns är utförd av Ahlén m. fl. (1978) som besökte fem ytor där, förutom grenar och toppar, även stubbarna skördats. Utifrån de observationer av djur och fåglar som gjordes har man sedan spekulerat och diskuterat kring eventuella effekter på den högre faunan.

Merparten av de negativa effekterna berodde på stubbrytningen, men om HTU medför ett minskat näringsutbud kan det slå på utbudet av föda för vilt. Nu är detta arter som gynnas kraftigt av kalhyggesbruket i sig varför effekten av HTU förmodligen blir marginell. Åkersork och skogsork uppvisade lägre numerär på stubbrytningsytorna. Då sorkskadorna på skogsplantor även visat sig vara lägre efter HTU (Björkroth, 1978c), är detta förmodligen något som ofta gäller även för ytor där enbart grenar och toppar tagits ut.

Ahlén m. fl. (1978) menar att detta inte nödvändigtvis får någon negativ effekt på predatorer som vissa rovfåglar, ugglor och vesslor, då sorkarna blir mera lättjagade efter HTU under de första åren. Vissa fågelarter använder högar av hyggesavfall som skydd och häckningsplats, varför dessa troligen kommer att missgynnas. Här nämns trädpiplärka, törnskata, buskskvätta och gulsparv. Även Kardell (1983) spekulerar i hur faunan kan påverkas och menar att vissa fågelarter som häckar i riset i viss mån kan påverkas negativt. Han nämner tjäder, koltrast och rödvingetrast.

Världsnaturfondens projekt "Fåglar och skog" presenterade i mars 1997 några delresultat av en undersökning som behandlar olika skogsbruksåtgärders inverkan på fågelfaunan. Undersökningen är gjord i södra Dalarna och har pågått under åren 1991- 1996. Eftersom det i början av 1997 aviserades att ett beslut om en storskalig satsning på biobränsle skulle fattas under året beslöt Världsnaturfondens projekt "Fåglar och skog" att presentera några av de färdigbearbetade delresultaten och där påtala de risker som finns vid ett felaktigt uttag av biobränsle från uppväxande skogar. Undersökningen visar att många av de skogslevande fågelarterna är beroende av lövskog.

I vissa områden i Sverige är lövskogsandelen väldigt liten och i sådana områden, som exempelvis södra Dalarna, bör ej ett storskaligt uttag av biobränsle ske från lövskogar. Vid uttag av biobränsle i regioner med liten lövandel bör uttaget av biobränsle endast ske i form av barrträd. Detta innebär att en bedömning av lövträdsandelen bör ske på lokal eller regional nivå. Världsnaturfondens projekt "Fåglar och skog" vill på detta sätt mana till försiktighet när det gäller uttag av biobränsle från uppväxande skogar, och att detta skall beaktas i de kommande besluten om ett storskaligt uttag av biobränsle i Sverige. När det gäller uttag av GROT har projektet för närvarande inga synpunkter på ett sådant uttag så länge de på olika håll angivna 10 - 30 % av grenarna och topparna lämnas kvar på hygget. I den kommande redovisningen av resultaten från undersökningen kommer ytterligare faktorer som påverkar fågelfaunans sammansättning i skog att redovisas. Projektet kommer att slutredovisas under 1998 (M. Forslund muntl. medd.).

4.3.5 HTU i relation till andra störningar

Den direkta effekten av avverkning på markflora och markfauna är mycket större än effekten av HTU i sig. Av detta följer dock inte att den långsiktiga effekten av HTU är marginell jämfört med konventionell avverkning. Många växter och djur är anpassade till störningar av brand, storm och insekter. Ingen naturlig störning avlägsnar dock så mycket trädbiomassa och näring som HTU. Konventionell avverkning ligger i det hänseendet närmare en naturlig störning eftersom åtminstone delar av träden blir kvar i ekosystemet.

Resultaten av de studier som är gjorda i slutavverkning pekar på att effekten av ristakten på floran är liten i förhållande till effekten av själva avverkningen (Bråkenhielm, 1978; Ingelög, 1974; Kardell & Wärne, 1981; Kardell, 1983, 1992 och 1993). Även för markfaunan innebär avverkning en större förändring än HTU i sig (Lundkvist, 1983; Sohlenius, 1982; Bird & Chatapaul, 1986). Av detta följer inte att effekten av HTU är marginell. Snarare avspeglar det att ljusfaktorn är viktig. I de flesta skogstyper har naturliga störningar genom brand, storm och insekter lett till att trädskiktet dött, att ljusinstrålningen ökat och att ljusälskade organismer gynnats på bekostnad av skuggföredragande. Stora uttag av trädbiomassa sker däremot nästan aldrig i det naturliga ekosystemet. Branden medför visserligen att en del kväve i markvegetation och humus går upp i rök (se Ring, 1997) men träden, vare sig de dog eller överlevde branden, blev oftast stående kvar med grenar och barr. HTU är i detta avseende en extrem eftersom endast stubben blir kvar i ekosystemet.

4.4 Skadeinsekter

Regelverket i skogsvårdslagen begränsar möjligheten att lagra barrträdsvirke grövre än 7 cm i skogen. Fyra arter av barkborrar omfattas av lagstiftningen. För alla utom en, sextandad barkborre, är det belagt att felaktigt virkeslagring medför ökad risk för angrepp på levande träd. Alla arterna kan föröka sig i avverkningsavfall, men den sextandade barkborren klarar detta bäst och produceras i stora mängder på hyggen. Högläggning av färsk (av barkborrar oangripen) GROT missgynnar insekterna förökning jämfört med att ha det utspritt på hygget. För högläggning av torkad (av barkborrar angripen) GROT saknas kunskap om hur detta påverkar förökningen.

4.4.1 SVL §29

För att minska risken för uppkomst av barkborreskador finns det detaljerade bestämmelser i skogsvårdslagstiftningen om hur stora mängder av rått barrvirke som får lämnas kvar i skogen. Föreskrifterna gäller för skadad skog, vindfällan samt virke grövre än 7 cm som lämnats efter röjningar, gallringar och slutavverkningar (Anon., 1993b).

De barkborrar som omfattas av lagstiftningen är granbarkborre (*Ips typographus*), sextandad barkborre (*Pityogenes chalcographus*) samt större och mindre mörghorre (*Tomicus piniperda*, *T. minor*). Kort kan deras biologi karaktäriseras av att sextandad barkborre och mindre mörghorre utnyttjar tunn bark på gran respektive tall medan granbarkborre och större mörghorre kräver tjock bark. Granbarkborren och den sextandade barkborren kan angripa och döda växande granar medan mörghorrarnas skador utgörs av tillväxtförluster orsakade genom angrepp i årsskotten (till exempel Eidmann & Klingström, 1993).

När det gäller grenar och toppar efter avverkning (GROT) är det oklart hur SVLs föreskrifter gäller. Efter avverkning får man lämna högst 250 löpmeter grövre än 7 cm p. b. per ha. Om man kör ihop allt till en hög kommer kan det bli stora mängder virke som är grövre än 7 cm på en plats och då torde föreskrifterna för virkeslagring gälla. I dessa föreskrifter sägs att virket skall vara utkört före ett visst datum (till exempel 1:a augusti för gran).

4.4.2 Sextandad barkborre

Sextandad barkborre produceras i stora mängder på hyggen. Pettersson (1974) uppskattade att produktionen av sextandad barkborre i toppar och grenar uppgick till mellan 2 och 3 miljoner individer per ha på tre hyggen i Västmanland.

Den praktiska hanteringen av grenar och toppar (GROT) innebär i dagsläget att avverkningsresterna släpas ihop i stora högar. Denna hantering kan komma att påverka förökningen av de barkborrar som ynglar i avverkningsrester. Persson (1981) fann att angreppstätheten och förökningen av sextandad barkborre var lägre i stora rishögar än i små "processorhögar". Han fann också att angreppstätheten minskade med ökat djup i högarna. Detta stämmer väl med undersökningar på sextandad barkborre i massavedsvältor (Ehnström, 1976; Regnander, 1975). Studierna är gjorda på vinteravverkat material som lagts i hög eller vältor innan det blev angripet av barkborrar. Det saknas studier på hur förökningen påverkas om redan angripet material läggs i hög eller vältor.

Hela träd från röjningar eller tidiga gallringar har skördats som biobränslen (se till exempel Persson, 1994 och 1995). Här blir det fråga om stora mängder virke grövre än 7 cm. Persson (1981) visade att sådant virke blev kraftigt angripet av sextandad barkborre då det låg i små högar inne i beståndet, betydligt högre angreppstäthet än i processor- och rishögar i samma undersökning (se ovan). Även träd som låg beskuggade under andra träd blev relativt kraftigt angripna. Längst ner i högarna var dock angreppen mycket få. Lehtikangas och Persson (1995) fann att trädstammar från gallring som lades i en stor solexponerad hög blev angripna sparsamt i de översta lagret av större mörghorre och sextandad barkborre. De spekulerade i att virket var för torrt vid barkborrarnas äggläggning på våren. Inga prover togs längre ner i högen.

I SVLs föreskrifter ges möjligheter att lämna obegränsat med rester efter röjning, gallring och slutavverkning. För gran gäller att man får lämna obegränsade mängder virke klenare än 15 cm under augusti och september. Detta med hänsyn tagen till den sextandade barkborren som slutat flyga då (Annala, 1977) och som troligen ej kan nyttja virket nästföljande år då det hunnit torka (Lekander & Lindelöw, 1977). Det finns också studier gjorda på sextandade barkborrens utveckling i röjnings- och gallringsstammar. Lekander & Lindelöw (1977) fann att i röjningar som utfördes efter juni månad så hann barkborrarna ej lämna virket samma år. Harding m. fl. (1986) undersökte utvecklingen av sextandad barkborre i granstammar i gallringar i syfte att ge rekommendationer för flisningstidpunkt. De fann att i stammar som angreps tidigt och som låg i halvskugga så började kläckningen redan samma sommar. I sent angripna stammar eller granar som låg skuggigt började kläckningen efter vintern.

Nuvarande föreskrifter vad gäller sextandad barkborre bygger på fenologiska studier och ett antagande att angreppsrisken ökar med den lokala populationen. Det finns dock inga studier

gjorda där man undersökt angreppsfrekvensen av sextandad barkborre på stående skog på platser med och utan granvirke angripet av sextandad barkborre. Det är således inte visat att lagring av granvirke medför ökad risk för skador på intilliggande skog av sextandad barkborre. Här skiljer sig alltså kunskapen om sextandade barkborren jämfört med kunskapen om granbarkborre och märgborrarna där det är belagt att skaderisken är beroende av populationsnivån (Långström, 1975 och 1979; Weslien m. fl., 1989; Weslien & Schröter, 1996).

I en enkätundersökning av Wästerlund (1972) återges bedömningar rörande orsaker till ståndslogsangrepp av sextandad barkborre. Stormfällning, massavedsvältor och slutavverkningar uppgavs vara de vanligaste orsakerna. Detta är subjektiva bedömningar och får tas med en nypa salt. Stormfällning, avverkning och massavedslagring kan knappast betraktas som oberoende händelser och vad som är främsta orsaken till angreppen kan vara mycket svårt att avgöra. I samma arbete framgår att röjda bestånd hade en något lägre angreppsfrekvens än oröjda. Detta är anmärkningsvärt eftersom de flesta bestånden hade röjts i juni vilket bedöms vara en olämplig (numera olaglig) tidpunkt med tanke på skaderisken (Anon., 1975). Det finns rapporter från Danmark där man fällt granar och låtit dem torka inne i bestånd under flera år utan att få skador av sextandad barkborre (Bejer & Ravn, 1984). Detta är en effektiv och flitigt använd metod i Danmark för att torka träd innan flisning.

4.4.3 Granbarkborre

Granbarkborren är den allvarligaste skogsskadegöraren av de fyra arter som omfattas av lagstiftningen. Tidvis kan angreppen på stående skog vara mycket omfattande och drabba hela bestånd över vidsträckta områden (Risberg, 1985a,b). I en rad tidigare undersökningar har förekomst och förökningsframgång av granbarkborre i andra typer av yngelmateriale som brandskadade träd (Ehnström m. fl., 1995), snöbrutna träd (Lekander, 1955; Butovitsch, 1971; Schroeder & Eidmann, 1993), tillskapade högstubbar (Schroeder, 1995), lumpbitar (Pettersson, 1973, Weslien, 1994a), vindfällan (Butovitsch, 1971) och stående angripna träd (Weslien & Regnander, 1990). Resultaten från dessa undersökningar antyder att det är stora skillnader mellan de olika typerna av substrat vad det gäller utnyttjandegrad och förökningsframgång. Det är okänt om skogsvårdslagens nuvarande regler när det gäller grövre barrved (som är anpassade till fritt liggande avverkningsavfall) är rimliga även när det gäller material som ligger i skogsbränslehögar.

Granbarkborren ynglar i grövre avverkningsavfall på hyggen (Lekander, 1955; Pettersson, 1974; Weslien, 1994 b). Det är okänt i vilken utsträckning granbarkborren angriper stockar som ligger blandade med klenare material i GROT-högar och hur god förökning de har i sådana högar. I vältor angrips endast de övre varven av granbarkborre (Ehnström, 1976; Regnander, 1975). Inga studier finns gjorda på hur kläckningstidpunkt och förökning påverkas av att man lägger redan angripet virke i välta eller hög.

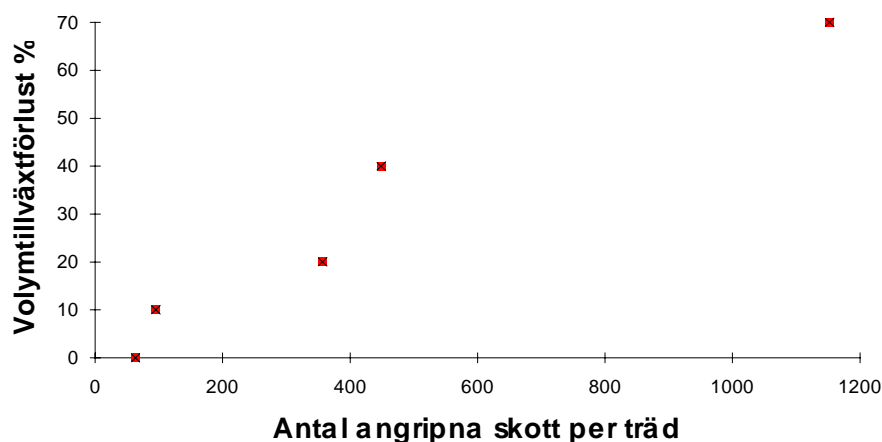
Själva placeringen av stockarna i GROT-högarna, till exempel om stockarna ligger exponerade överst eller om de är täckta av ett tjockt lager med toppar och grenar, kan tänkas ha stor betydelse för hur framgångsrikt barkborrarna kan kolonisera dem och föröka sig i dem. Täckning av vältor med plast eller barkat virke har visat sig mycket effektivt för att förhindra angrepp av granbarkborre (Regnander, 1975).

Förutom själva lagringsmetodens inverkan på stockarnas lämplighet för granbarkborren kan också själva lagringsplatsen tänkas spela stor roll. Tidigare undersökningar utförda med fällor betade med granbarkborrens feromon tyder på att det kan vara stora skillnader i angreppsrisk på stockar som ligger på färsk hyggen (störst fångst), äldre hyggen (intermediär fångst) eller annan mark (lägst fångst) (Bakke, 1985). Om så verkligen är fallet kan val av lämplig lagringsplats vara ett sätt att minska riskerna för angrepp och uppförökning av granbarkborre.

4.4.4 Märgborrar

När det gäller GROT i slutavverkning är det fråga om den mindre märgborren. Jacobaeus & Lindahl (1973) uppskattade förökningen av mindre märgborre till ca 350 000 individer per ha på ett hygge. Det var nästan uteslutande toppar som angreps. Det finns inga studier på hur mindre märgborrens förökning påverkas av att man lägger talltopparna blandat med ris i högar. Större märgborren kan yngla i grövre avverkningsavfall (Lekander, 1955). Större märgborren föredrar de övre lagren i vältor men här är mönstret inte lika tydligt som för sextandad barkborre och granbarkborre (Höök & Mattsson, 1973; Ehnström, 1976; Långström m. fl., 1984). Inga studier finns gjorda på hur kläckningstidpunkt och förökning påverkas av att man lägger redan angripet virke i välta eller hög.

Angrepp av märgborrar till följd av röjning eller lagring av virke får anses klarlagt både vad gäller omfattning och tillväxtförluster. Senare tids forskning rörande tillväxtförluster efter märgborreangrepp har visat att tidigare "larmrapporter" (till exempel Nilsson, 1974) varit överdrivna. Långström och Hellqvist (1991) undersökte hur förlusten i volymtillväxt varierade med antalet angripna skott på 30-40 åriga tallar. De fann att det krävdes att minst 100 skott per träd angreps av märgborre för att få mätbara tillväxtförluster (se figur 4:7). Man får räkna med en stor variation mellan träd beroende på bland annat deras tillstånd och ålder. Gamla tallar reagerar till exempel med kraftigare tillväxtförlust än unga tallar vid förlust av lika många skott (Långström m. fl., 1990). Det finns en stark korrelation mellan produktionen av märgborrar och antalet skott som angrips i trädkronorna intill. Man kan grovt räkna med att varje kläckt märgborre angriper ett skott i närheten (Långström, 1979).



Figur 4:7. Uppskattad volymtillväxtförlust efter tre års angrepp av märgborrar på 30-40 åriga tallar kring en virkesterminal (efter Långström, 1992)

4.5 Sociala värden

Allmänheten upplever risrensade hyggen som mer positiva främst på grund av att framkomligheten förbättras.

Attitydstudier utförda av Kardell (1977 och 1987) pekar på att områden där grenar och toppar tagits tillvara upplevs mer positiva än konventionellt avverkade områden. Huvudskälet till denna positiva attityd var att framkomligheten ökade. I diskussionen tillägger man att om skörden av grenar och toppar medför att spårbildningen från skogsmaskinerna ökar så kommer

detta troligen att bedömas som mycket negativt. I studierna ingick också områden där stubbarna skördats. Dessa ytor upplevdes mer negativa än de konventionellt avverkade områdena under de första åren. Det är således troligt att allmänheten kommer att uppleva HTU positivt, men att denna positiva bild kan förändras till en negativ bild om avverkningen följs av radikal markberedning.

Andra effekter av HTU som på sikt kan vända en positiv attityd till HTU är dess negativa inverkan på bärproduktionen där framför allt produktionen av hallon går ner medan blåbär- och lingonproduktionen ibland ökar (främst i södra Sverige) och ibland minskar (främst i norra Sverige) vid HTU (Kardell, 1987, 1992 och 1993; Ingelög, 1978; Anon, 1977).

5. Beskrivning av miljöeffekter av asktillförsel

5.1 Bakgrund

I kunskapssammanställningen vad gäller effekten av uttag av GROT (grenar och toppar) har det visats att detta uttag signifikant förvärrar en redan bekymmersam situation vad gäller skogsmarkens långsiktiga näringshushållning. Redan utan skogsbruk är balanserna ofta negativa för många viktiga näringsämnen. Om uttag av näring dessutom görs både i form av konventionellt stamvedsuttag och uttag av GROT blir bilden naturligtvis ytterligare problematisk. Utarmningen av skogsmarken utgör ett hot både mot skogsekosystemets bördighet och mångfald och mot de limniska ekosystemen.

En tillförsel av näring motsvarande uttagen med GROT är möjligen nödvändig för att dessa uttag i sig inte skall hota systemets uthållighet. I nedanstående kunskapssammanställning har vi i huvudsak berört användning av trädbränsleaska när det gäller möjligheten att kompensera för näringsuttagen med GROT. Det finns flera skäl till detta:

1. Askan har en allsidig näringsammansättning (dock ej kväve).
2. Näringen i askan kommer från skogen och utgör således en förnybar resurs.
3. Övriga alternativ för näringskompensation i skog, till exempel kalk och handelsgödselmedel, har redan varit föremål för utredning i andra sammanhang.

5.2 Om trädbränsleaskor

Askhalten i GROT torde i genomsnitt vara 1-2 % av TS. Trädaskors mineralogi och innehåll av olika grundämnen uppvisar en betydande variation. Nyuttagen aska domineras av oxider, har ett högt pH och är mycket reaktiv. För att kunna användas i skogen måste askan härdas. Härdningen ger principiellt hydroxider och småningom karbonater, men resultatet kan variera mycket beroende på förutsättningarna. Bildning av ettringit synes vanlig. Askan innehåller, förutom kväve, alla de näringsämnen som fanns i trädbränslet, dock inte nödvändigtvis i exakt samma proportioner. Den hastighet med vilken ämnen i askan blir biologiskt tillgängliga varierar mellan asktyper och beror också på vilket specifikt ämne som avses. Tillgängligheten minskar med ökad stabiliseringsgrad och kornstorlek. De kvantitativt viktigaste näringsämnena är oftast tillgängliga i ordning $P < Mg < Ca < K$. Trädbränsleaska innehåller också miljögifter, till exempel tungmetaller, radioaktiva ämnen och organiska miljögifter. Tungmetallerna verkar generellt ha en relativt låg tillgänglighet, men den varierar samtidigt mycket mellan olika metaller och undersökningar. Aska från de områden som påverkades av nedfallet från Tjernobyli kan ha ett stort innehåll av ^{137}Cs . Polyaromatiska kolväten (PAH) kan förekomma i aska, särskilt flygaskor från trycksatta förgasningsanläggningar. Den mängd aska som behöver tillföras till skogsmarken för att kompensera uttaget av näring beror på uttagets storlek och askans sammansättning. Behovet kan variera mellan några hundra kilo och ca tio ton per ha och skogsgeneration.

5.2.1 Askmängder

Sveriges energiproduktion baseras idag (mitten på 1990-talet) till ca 20 % (80 TWh) på biobränslen (Brunberg & Hillring, 1996). Av dessa biobränslen kommer nästan allt från skogen och utgörs av primära skogsbränslen, returlutar och bark.

Trädbiomassa genererar vid förbränning en oförbränd rest i form av träaska. Askandelen varierar mellan trädslag och delar av trädet.

För hela barrträd ligger andelen aska på ca 1-1,5 % av TS. Inom trädet är askandelen lägst i veden (ca 0,5 %) och högst i stambark och barr (3-5 %) (Hakkila & Kalaja, 1983).

I mitten av 1990-talet producerades ca 80 000-90 000 ton TS aska per år i Sverige från trädbränslen (Jönsson & Nilsson, 1996a). En tredjedel av denna mängd har producerats vid förbränning av endast trädbränslen och två tredjedelar vid sameldning med kol/torv/olja eller avfall. Av de 80 000-90 000 tonnen anses ungefär två tredjedelar vara möjliga att använda i skogen med hänsyn till dess tungmetallinnehåll. Denna mängd utgörs dels av den aska som bildats vid förbränning av endast trädbränsle, dels halva den mängd som sameldats med andra energiråvaror. Vid en omfattande framtida användning av skogsbränsle för energiproduktion kan den tillgängliga askmängden förväntas öka betydligt (Åbyhammar m. fl., 1994).

Den mängd aska som behöver återföras per ha och skogsgeneration vid kompensation för näringsuttaget med GROT beror på mängden biomassa som förs bort, andelen barr i denna, graden av kompensation, sättet att beräkna den (om kompensationen avser kalkverkan eller något enskilt näringsämne) och slutligen askans näringsinnehåll. Hur mycket biomassa som tas bort beror på ståndortens bördighet och om uttaget sker både i gallring och slutavverkning eller endast i slutavverkning. Den askmängd som behövs under en skogsgeneration för 100 % kompensation framgår av nedanstående exempel (tabell 5:1). Exempelen har medvetet valts för att illustrera möjliga min-max nivåer och data har tagits från en beräkning av askbehovet längre fram i MKBn (figur 7:4 i avsnitt 7.2). Askstillförseln har beräknats utifrån normalhalter i trädbränsleaska (tabell 5:2).

Exempel 1.

Tallbestånd i norra Sverige (region 1), bördighetspercentil 10 %. GROT tas ut endast i slutavverkning och barren lämnas kvar (skördeintensitet 6).

Exempel 2.

Granbestånd i södra Sverige (region 5). All GROT inklusive barr tas ut i samtliga gallringar och vid slutavverkning (skördeintensitet 2).

Tabell 5:1 Kompenserande askmängder

Exempel	Mängd aska vid kompensation för summa laddning baskatjoner (ton/ha)	Mängd aska vid kompensation för fosfor (ton/ha)
Exempel 1	0,3	0,7
Exempel 2	4,8	13,6

I båda exemplen valdes bland makronäringsämnena ut fosfor (P) för att illustrera att det kan uppstå behov av relativt stora mängder aska för kompensation om man väljer ut ett enskilt näringsämne. Fosfor ger bland makronäringsämnena oftast upphov till de största askmängderna som behövs för kompensation. Det är troligt att näringshalten i ren GROT-aska är högre än den ovan använda normalhalten för trädbränsleaska. Denna normalhalt är påverkad av både rena vedaskor och barkaskor. Halten av flertalet näringsämnen är nämligen flera gånger högre i barr och grenar än i stam inklusive bark. Skillnaden i askans halt av näringsämnen blir dock inte lika stor i och med att askhalten samtidigt är högre i grenar och barr än i stam inklusive bark. Skillnaden i askhalt är dock inte så stor att den tar ut skillnaden i näringsämnehalt. Om rena GROT-askor används kommer sannolikt den askmängd som behövs för kompensation därmed att bli något mindre än vad som framgår av tabell 5:1.

5.2.2 Askans sammansättning

Aska av trädbränsle innehåller ett antal mineral av varierande löslighet. Exempel är oxider, hydroxider, aluminater, sulfater, klorider, karbonater och silikater (Etiégni & Campbell, 1991; Nilsson & Steenari, 1996; Jönsson & Nilsson, 1996a). Askans mineralogi påverkas dels av vilken typ av panna som används vid förbränningen, dels av var askavskiljningen sker (bottenaska/flygaska) och hur askan behandlas efter avskiljningen. I den nyuttagna askan, som har ett högt pH (11-12 i vattenuppslamning), dominerar oxidformen. När askan sedan lagras och kommer i kontakt med vatten och luftens koldioxid bildas successivt hydroxider och karbonater vid härdningen. Dessa senare föreningar är avsevärt mindre reaktiva än oxidformen. Silikater och ettringit (en Ca-Al-sulfat-hydroxid) kan också bildas. Bildning av ettringit sker om askan innehåller mycket svavel och kan försvåra askans karbonatisering (Steenari & Lindquist, 1996; Karlsson, 1997). När pH i askan sjunker kan ettringit ombildas till gips, vilket gör askan mindre stabil (Karlsson, 1997). I praktiken innehåller också aska förorening av grus och sand (särskilt CFB-pannor), oförbränt organiskt material och vatten.

Aska av trädbränsle innehåller flertalet grundämnen som fanns i biomassan, förutom kol och kväve. Dessa har oxiderats och avgivits till luften. I moderna förbränningsanläggningar reduceras huvuddelen av kväveoxiderna till kvävgas. Av bränslets kväveinnehåll emitteras ca 5 % som kväveoxider (Burstrom & Johansson, 1995). Många ämnen i askan kan vara positiva att återföra till skogen. Det gäller näringsämnen som P och K och också de ämnen som har kalkverkan, till exempel oxider, hydroxider och karbonater av Ca och Mg. Askans innehåll av grundämnen varierar inom vida gränser. Flera sammanställningar finns i litteraturen, till exempel Eriksson & Börjesson (1991), Holmroos (1993), Pohlandt & Marutzky (1993) och Jönsson & Nilsson (1996a). Vanligt förekommande halter av några makronäringsämnen i askor från förbränning redovisas i tabell 5:2 och av spårelement i tabell 5:3.

Tabell 5:2 Vanligt förekommande halter (% TS) av makronäringsämnen i trädbränsleaska från förbränning; median respektive 25- och 75-percentil inom parentes

Näringsämne	Halt
Kalcium (Ca)	17 (11-26)
Magnesium (Mg)	1,9 (1,3-2,8)
Kalium (K)	4,2 (2,6-5,9)
Fosfor (P)	0,9 (0,1-1,3)
Svavel (S)	0,5 (0,1-1,5)

Källa: Jönsson & Nilsson (1996a)

Halterna i aska från förgasningsanläggningar kan skilja sig från andra förbränningsformer genom högre kolhalt och mer bäddmaterial. Bland annat är i regel såväl halterna av fosfor och kalium som flertalet tungmetaller exklusive nickel lägre i förgasningsaskor än i förbränningsaskor (Jönsson & Nilsson, 1996a).

Askans kalkverkan styrs i huvudsak av dess innehåll av baskatjonerna kalcium och magnesium, varav kalcium är mest betydande. Kalium antas sakna kalkverkan, då kalium i huvudsak synes föreligga som neutralsalter i aska. Med en genomsnittlig sammansättning på askan enligt tabell 5:2 ovan är kalkverkan ca 10 kmol/ton. Detta är ca hälften av kalkverkan hos vanliga kalkmedel.

Tabell 5:3 Vanligt förekommande halter (ppm TS) av spårelement i trädbränsleaska från förbränning; median respektive 25- och 75-percentil inom parentes

Spårelement	Halt
Arsenik (As)	8 (4-21)
Bor (B)	270 (180-390)
Kadmium (Cd)	7 (1-14)
Krom (Cr)	50 (26-70)
Koppar (Cu)	135 (85-190)
Kvicksilver (Hg)	<1
Nickel (Ni)	30 (28-140)
Bly (Pb)	80 (25-175)
Zink (Zn)	1080 (390-2300)
Vanadin (V)	52 (47-64)

Källa: Jönsson & Nilsson (1996a)

exklusive. Hg (Eriksson & Börjesson, 1991)

Aska kan förutom tungmetaller också innehålla andra ämnen med hälso- eller miljörisker. Nämnts har bland annat radioaktiva ämnen, främst ^{137}Cs , och polyaromatiska kolväten (PAH).

Områden som hade ett stort nedfall från Tjernobyl har också höga aktivitetskoncentrationer av ^{137}Cs i skogs- och torvbränsle (Hedvall m. fl., 1996). En stor del av i bränslet förekommande ^{137}Cs stannar kvar i askan som kommer att hålla 10-60 gånger högre aktivitetskoncentrationer än bränslet. Hedvall (1997) redovisar för tiden efter Tjernobyl aktivitetskoncentrationer i flygaska från skogsbränsle, bland annat ^{90}Sr 800-2 800 Bq/kg, ^{210}Pb < 3 200 Bq/kg och ^{137}Cs 780-2 750 Bq/kg. För ^{137}Cs redovisade Holmroos (1993) 360-7 600 Bq/kg i ett antal flygaskor. Från värmeverket i Enköping uppmättes ett värde över 10 000 Bq/kg under vintern efter Tjernobyl (Hedvall m. fl., 1996). Värdet mellan 10 000 och 20 000 Bq/kg erhöles i aska från massafabriken i Husum (Nilsson, 1992). Flygaska från Assi Kraftliner i Piteå, som har ett upptagningsområde utanför det huvudsakliga Tjernobyl-nedfallet, höll värden mellan 650 och 2 200 Bq/kg (Aunes, 1994). Aktivitetskoncentrationen av ^{137}Cs i bottenaskor är i genomsnitt knappt hälften av den i flygaskor (Nilsson & Steenari, 1996). Som jämförelse kan nämnas en amerikansk studie (Farber & Hodgdon, 1991) i vilken man analyserade vedaskor från 14 delstater i USA och fann att aktivitetskoncentrationen ^{137}Cs varierade mellan 10 och 600 Bq/kg (265-16 000 pCi/kg), det vill säga en avsevärt lägre nivå än i Sverige.

Polyaromatiska kolväten (PAH, till exempel benspyren, naftalen) bildas vid ofullständig förbränning. Dessa ämnen anses vara cancerogena. Trädaskas innehåll av PAH verkar inte vara undersökt i någon större omfattning. Mätningar som gjorts på aska från konventionell rooster-förbränning tyder på låga halter, < 0,5 µg/g (Nilsson & Steenari, 1996). Filteraska från anläggningar med trycksatt förgasning har dock haft avsevärt högre och varierande halter. Brorström-Lundén (1997) undersökte fyra sådana askor och fann värden alltifrån 1 till 2 550 µg PAH per g aska. Liinanki & Karlsson (1994) rapporterar halter på 40-640 µg/g. För bottenaskor från denna typ av anläggningar och för askor från atmosfärisk förgasning rapporteras om halter som är mycket låga eller under detektionsgränsen (Liinanki & Karlsson, 1994; Nilsson & Steenari, 1996).

Pohlandt & Marutzky (1994) fann mätbara koncentrationer av polyklorerade dibenzodioxiner (PCDD) och -furaner (PCDF) i två tyska flygaskor av trädbränsle som analyserades tillsammans med flera andra askor. Askornas ursprung angavs som förbränningsugnar vid skogsindustri ("firing plants of the wood working industry"). Det synes inte ha varit frågan om

impregnerat virke, sådana fanns nämligen också med i undersökningen men redovisades särskilt. Summahalterna av dioxiner och furaner var 5-10 µg/kg, varav 1-2 µg TCDD/kg. Endast en av de två flygaskorna hade en mätbar halt av den giftigaste dioxinen 2,3,7,8 TCDD. Halten var 0,03 µg/kg. Författarnas bedömning var att miljöpåverkan av askorna var liten, men när man nämnde vilka askor som kunde användas som gödselmedel eller vägbyggnadsmaterial pekades de två flygaskorna inte ut. Skälet till detta torde ha varit att det finns ett tyskt gränsvärde för vad som betraktas som kontaminerat material på 0,1 µg/kg dioxin (C. Rappe Umeå universitet, muntl. medd.). Man undersökte också tre bottenaskor och fann i dessa mycket låga halter.

Låga halter dioxiner och furaner i bottenaskor redovisar också Someshwar (1996). Högsta redovisade värdet var 0,003 µg TEQ (eng. "toxic equivalents")/kg aska. För flygaskor rapporterar Luthe & Prahacs (1993) och Välttilä m. fl. (1994) värden uppemot 0,4 µg TEQ/kg. Om slam från klorblekning har funnits med vid förbränning har värden på 1 µg TEQ/kg uppmätts (Someshwar m. fl., 1990; Someshwar, 1996). Värden i nivå med den ovan refererade tyska undersökningen har man på annat håll funnit i aska som genererats där virke eldats, vilket under transport eller lagring varit i kontakt med havsvatten (Luthe & Prahacs, 1993). I det fallet redovisas max-halter på 4 µg TEQ/kg aska.

5.2.3 Stabilisering av askor

Att sprida lös ohärdad aska i skogen är med tanke på arbetsmiljön och med tanke på miljöeffekterna inte aktuellt. Miljöeffekter beror både på askans kemiska form (reaktivitet) och textur. Den lösa askan måste därför sannolikt stabiliseras såväl kemiskt som fysikaliskt till en produkt som består av större aggregat. Den kemiska stabiliseringen är härdningen som berörts ovan. Den fysikaliska stabiliseringen kallas *agglomerering*. För detta finns olika industritekniker (Nilsson & Steenari, 1996). Ytterligare en viktig faktor med tanke på arbetsmiljö och miljöeffekter i skogen är askan fuktighet. En fuktad aska är skonsammare än en torr, bland annat på grund av mindre dammbildning.

En av metod är *granulering*, där olika typer av granuler som korn eller stavar formas. Vid rullning i trumma eller på tallrik formas rundade korn som kallas pellets. Kompaktering är en annan sorts granulering och kan ske endera genom så kallad extrudering, där askan pressas till stavar genom en hålmatis av typ köttkvarn, eller genom att askan pressas ihop till flak i en vals. Flaken kan sedan krossas till flingor och siktas. Terminologin inom området verkar fortfarande inte ha satt sig ordentligt. Oftast används termen "granul" endast för produkten av rullning och termen "pellets" för produkten av extrudering. Detta kommer vi även att göra fortsättningsvis i denna rapport.

Ovanstående metoder anses rätt kostsamma. En metod under utveckling är att man befuktar den torra lösaskan med vatten och sen låter den självhärda. Efter härdning krossas askan och siktas till önskad kornstorlek. Produkten kallas *krossaska*. Denna metod är billig, men har för närvarande en del nackdelar. Metoden verkar svår att reproducera, många har misslyckats med att få askan att härda ihop till aggregat. Andelen oförbränt material verkar vara en kritisk faktor. Den får ej vara för hög. Aska som redan härdat en gång går inte att härda om. Om krossningen ger mycket finfraktion som man inte vill sprida i skogen så blir det därför en rest som inte på nytt kan tas in i härdningsprocessen. Däremot kan den sannolikt efter tillsats av bindemedel granuleras eller kompakteras till en användbar produkt.

5.2.4 Näringsämnenas tillgänglighet/lakbarhet

Många av de ämnen som finns i askan ingår i relativt svårslösliga föreningar, medan andra ingår i lättlösliga salter. Den takt varmed ämnen kan lakas ut från aska beror också på askans partikelstorlek och grad av kemisk stabilisering.

Genom olika förfaranden, bland annat extraktioner och restbestämningar på askpellets/granuler i fält, har man försökt bedöma hur stor andel av askans innehåll av olika ämnen som under en tidshorisont av några år är biologiskt tillgängliga. Laboratoriemetoder för lakningar av aska har studerats av bland andra Larsson & Westling (1998).

Granulerad aska

Av de viktigare makronäringsämnen löses K och S ut snabbast ur stabiliserad aska. För dessa två ämnen kan mer än hälften av totalfraktionen lösas ut inom ett par-tre år från granulerad aska (Börjesson, 1992). Samma förhållande gäller för Na och Cl. En mycket låg lakbarhet har P. I askan är pH från början mycket högt och P har då en låg löslighet. Fosfors löslighet kan öka på sikt när pH i askkornens porer sjunker mot det optimala 6-8. Tungmetallernas (Cd, Cr, Cu, Pb och Zn) totalfraktion uppvisar även den en mycket låg löslighet i fält. Av den lätt extraherbara fraktionen (1 M ammoniumacetat pH 7) som föreligger i nya granuler löses för de flesta näringsämnen utom P huvuddelen ut ur granulerna under ett par-tre år i fält. Bland tungmetallerna varierade utlösningen av den lätt extraherbara fraktionen mycket i fält. Cu och Cr uppvisade hög försvinnandegrad, medan kvarhållningen var fullständig för Cd, Pb och Zn. I undersökningen jämfördes granulernas upplösning under lite olika förhållanden i fält: slutet respektive öppet bestånd, och mossa respektive gräsvegetation. Dessa förhållanden hade mycket liten betydelse.

Rosén m. fl. (1993) extraherade nya granuler av vedaska från Eskilstuna med destillerat vatten respektive 0,5 M ammoniumacetat pH 4,2. Med vatten löstes 20 % av K, 0,5 % av Ca och inget Mg och P. Med ammoniumacetat löstes 34 % av K, 81 % av Ca, 57 % av Mg och 20 % av P. I fält i Skogaby i Halland minskade samma granuler sin vikt med knappt 3 % under två år.

Härdad krossaska

Eriksson (1996) rapporterar om ett lakförsök med två krossaskor, en från Perstorp och en från Ljungby. För askan från Perstorp prövades två fraktioner (0-2 mm respektive 2-5 mm). Försöket gjordes i två serier med kolonner fyllda med sand, varav en hade ett förna-mårlager på toppen och den andra ett lager med kvartssand. Askan lades i finmaskiga nylonpåsar vilka placerades under förnalagret respektive inbäddade i kvartssand. Askmängden motsvarade en askgiva på 4 ton/ha. Kolonnerna bevattades under fem månader med en nederbörds mängd motsvarande fem år.

Påsar med aska plockades bort vid några olika tillfällen för bestämning av viktsförlust. Askornas viktsförlust var störst under den första månaden. Viktsförlusten i försöksledet med förna+mår var 10-30 % och varierade med askans ursprung och kornstorlek. Askan från Perstorp hade tre gånger större viktsförlust än askan från Ljungby. Den finare fraktionen hade tre gånger större viktsförlust än den grövre. Askornas viktsförlust var mindre i frånvaro av förna och mår.

Förlusten av Ca från den fina Perstorps-askan var ca 50 % räknat på hela lakperioden om fem månader. Förlusten var tydligt mindre i den grövre fraktionen och i Ljungby-askan. Förlusten av K var 30-50 % i Perstorps-askan och knappt 10 % i Ljungby-askan. Förlusten av P från askorna var mellan 0 och 10 %. Förlusterna av tungmetaller var mycket små från Perstorps-askan, men ca 30 % av Cd, Cu och Zn från Ljungby-askan.

Larsson & Westling (1998) använde en laboratoriemetod med successiv lakning av tolv krossaskor där de genomsnittliga förlusterna var 79 %, 53 % och 48 % för Ca, Mg respektive P. Skillnaderna mellan två fraktioner (0,15-0,5 samt 0,5-1,4 mm) var relativt små.

5.3 Effekter av asktillförsel

5.3.1 Markvegetation

Redan en låg dos (2 ton/ha) lös aska eller dåligt härdad krossaska vid doser om 3-4 ton/ha och däröver kan ge omfattande skador på mossor. Kvastmossor verkar särskilt känsliga. Lavar verkar avsevärt mindre känsliga eller okänsliga. Brännskador på mossor undviks om pelleterad eller granulerad aska används. Markvegetationens sammansättning kan tydligt ändras av lös aska i lite högre doser (> ca 5 ton/ha), bland annat gynnas nitrofila arter. Samtliga studier av stabiliserad aska avser ännu endast en kort tid efter behandling (\leq tre år).

Kellner & Weibull (1997) undersökte under tre år hur olika vedaskor påverkade fastmarksmossor och lavar. Man jämförde 2 ton lösaska per ha (Eskilstuna), 2-8 ton krossaska (Perstorp) per ha och 4 ton granulerad aska (Eskilstuna) per ha. Man inventerade försöket dels före behandling, dels vid fyra tillfällen efter, som mest 33 månader. Askbehandling med lösaska och 4 respektive 8 ton krossaska gav omfattande missfärgning hos mossorna. Det fanns artskillnader i känslighet. Vågig kvastmossa och kammossa var känsligare än husmossa och väggmossa. På två år blev skadade mossor nedbrutna eller överväxta. Detta ledde till en tydligt minskad täckning av de känsligaste mossorna där 4 eller 8 ton krossaska tillförts. Effekten på mossorna kulminerade efter två men kvarstod ännu efter tre år. Mossorna påverkades inte synbarligen av granulerad aska. Ingen aska gav någon tydlig effekt på renlavarna.

Jacobson (1997a) undersökte brännskador på markvegetationen av en krossaska och en pelleterad aska i ett försök i Riddarhyttan i Bergslagen. Försöket ligger i ett 50-årigt tallbestånd på sandsediment. Fältskiktet domineras av blåbär, lingon och ljung och bottenskiktet av väggmossa och vågig kvastmossa. Bland lavarna dominerar grå renlav och islandslav. Man prövade dels en krossaska från Assi Kraftliner i Piteå, dels en pelleterad aska från Ortviken. Båda askorna prövades i dosen 3 ton/ha, krossaskan dessutom i 6 och 9 ton/ha. Vegetationen inventerades på permanenta småtytor inom parcellerna med avseende på täckningsgrad både före behandling och nio månader efter, då det dessutom gjordes en bedömning av brännskador. Vid inventeringen nio månader efter asktillförseln observerades omfattande brännskador där krossaskan tillförts. Mossorna var den känsligaste gruppen och inom denna var känsligheten i ordning vågig kvastmossa > husmossa > väggmossa. Redan vid givan 3 ton krossaska/ha var endast 10 % av kvastmossan utan skador. Motsvarande värden var för väggmossa och husmossa 40-50 %. Även risen i fältskiktet uppvisade skador, men i avsevärt mindre grad och säkerställd effekt endast för den högsta givan. För skadorna på både mossor och ris fanns ett signifikant positivt samband mellan skada och dos krossaska. Lavarna uppvisade inga skador. Där den pelleterade askan från Ortviken hade tillförts observerades inga skador. Denna aska var i ett laborietest mer reaktiv än den krossaska från Perstorp som Kellner & Weibull (1996) prövade med avseende på brännskador i ett annat försök (Nohrstedt, 1996).

I ett tallbestånd på sandsediment i Småland undersöktes effekten av två självhärdade och krossade vedaskor (Nymölla och Perstorp) i dosen 3 ton per ha (Nohrstedt, 1997d). Vegetationen var av blåbärstyp och inventerades med avseende på täckningsgrad och artantal dels strax före askbehandlingen, dels efter ett och två år. Det fanns ingen säkerställd behandlingseffekt. Däremot syntes två tendenser ($0,05 < p < 0,1$): väggmossa verkade missgynnas av askan från Nymölla, medan lingon syntes gynnas av askan från Perstorp.

Örnbräken kan försvåra förnygring efter slutavverkning. Dolling (1996) studerade under fyra år efter tillförsel av 2,2 ton obehandlad vedaska per ha hur antalet skott och täckningsgrad påverkades. Behandlingen saknade effekt.

Rühling (1996) inventerade floran i ett antal askförsök i Götaland 2-9 år efter behandling med lösa respektive granulerade askor i dosen 1-10 ton/ha. De olika asktyperna jämfördes inte

inom försök. Bearbetning och redovisning är relativt kortfattad. Författaren anger att lös aska gynnar nitrofila arter. Så observerades till exempel hallon och maskros endast på askade ytor. Författaren menar att lös aska påskyndar den floraförändring som kvävenedfallet orsakar. Stabiliserad (granulerad) fanns endast med i ett försök (Torup) och där bestod markvegetationen i stort sett endast av ett glest bestånd av kruståtel. Någon tydlig skillnad mellan askade ytor och kontrolltytor observerades inte.

Gyllin & Kruuse (1996) inventerade kärlväxter och kryptogamer i sex olika försök på fastmark där aska tillförts 2-9 år före. Tre av försöken avsåg lös aska i doserna 2-7 ton/ha och tre av försöken granulerad aska i doserna 1-6 ton/ha. Lös och granulerad aska jämfördes inte inom respektive försök. Inventeringen avsåg frekvens och artantal. Floran ansågs på alla lokaler vara rätt trivial. Antalet observerade arter per lokal varierade mellan 10 och 25. Artantalet var större för askade ytor än för kontrollen i tre av försöken, medan motsatsen gällde i de andra tre försöken, det vill säga ingen entydig fördel för de askade ytorna. Vissa arter syntes vara vanligare på askade ytor än på kontrollen, medan andra var mindre vanliga. Exempel på den förra gruppen var späd gräsmossa (2,8 ton lös aska/ha Öringe), vårfryle och kruståtel (7 ton lös aska/ha Ringamåla), skogsstjärna (1 ton granulerad aska/ha Asa). Exempel på arter med lägre förekomst på askade ytor var nickmossa (2,8 ton lös vedaska/ha Öringe) och lavar (genomsnitt för samtliga försök). Florans sammansättning före behandling var ej känd. Därför är slutsatser om effekter av asktillförseln mycket osäkra. Till exempel har det ifrågasatts att den större förekomsten av skogsstjärna på de askade ytorna i försöket i Asa skulle bero på asktillförseln (S. Jacobson SkogForsk, muntl. medd.). Närmare tillhands ligger att det förelåg skillnader redan före behandling.

Jäppinen & Hotanen (1990) utförde en korttids-studie över hur mossfloran påverkades av 3 ton lös vedaska per ha. Försöket gjordes i två skogsbestånd på torvmark, en örtrik tall-björkskog och en blåbärsganskog. I vardera beståndet prövades aska på en yta, vilken jämfördes med en obehandlad kontroll. Askan tillfördes i juni och mossfloran följdes sedan under den första växtsäsongen. Man fann ingen tydlig effekt av askan, vare sig på täckning, biomassa, produktion eller diversitetsindex.

Silfverberg & Issakainen (1991) redovisar en korttidsstudie där man 2-3 månader efter asktillförsel till en fastmark studerade hur åtgärden påverkade sammansättning och skörd av blåbär och lingon. Askdosen var 10 ton/ha och bestod av björkvedsaska. Lingonskörden fördubblades av asktillförseln. En mindre ökning erhöles också för blåbär. Bärens halt av K ökade, men halterna av Ca och Mg minskade.

Olika askdosor till ett 11-årigt tallbestånd på tidigare kultiverad torvmark prövades av Ferm m. fl. (1992). Obehandlad barkaska tillfördes i givorna 1, 2, 5, 10 och 20 ton per ha. Tretton år därefter gjordes flera studier, bland annat av markvegetationen. Givor på 5 ton och däröver missgynnade mossor (främst björnmossor) och gynnade nitrofila arter som mjölkört och kruståtel. Silfverberg & Hotanen (1989) fann att en tillförsel av 8 respektive 16 ton lös vedaska per ha till en intermediär torvmarkstyp 40 år tidigare förvandlat densamma till en örtrik typ.

5.3.2 Mykorrhiza

Lös aska kan även vid rimliga doser ibland missgynna mykorrhizasvampars mycelietillväxt och fruktkroppsbildning, liksom deras kolonisation av plantor. En positiv effekt är ovanlig, men kan förekomma vid mycket sura förhållanden ($\text{pH}(\text{H}_2\text{O}) < 4,5$). Två studier med stabiliserad (granulerad) aska har redovisats. I den ena fann man ingen effekt på fruktkroppsbildning. I den andra saknades effekt på artsammansättningen. Däremot fanns det en tendens till minskad mängd mykorrhizainfekterade rötter per meter rotlängd med ökad askdos, men samtidigt en motsatt tendens att mängden svampbiomassa per mykorrhizainfekterad rot ökade med askdos.

Erland & Söderström (1991a) fann ingen effekt av 7,5 ton obehandlad vedaska på antalet rotspetsar som var koloniserade av olika typer av ektomykorrhiza. Studien gjordes ett år efter asktillförsel i ett tallbestånd i Småland. Ettåriga plantor utan mykorrhiza sattes ut och plockades in efter fyra månader i fält.

Samma författare rapporterar om hur 3 respektive 7,5 ton lös vedaska per ha påverkade fem inympade mykorrhizasvampars mycelietillväxt i osteril humus och deras förmåga att infektera tallplantor (Erland & Söderström, 1991b). Humusen provtogs 16 månader efter behandling i ett fältförsök i tall (sannolikt samma som ovan, men det anges inte vilket). Två försöksled med dolomit fanns också med. Resultaten utvärderades mot pH, oaktad behandling. Arterna var allmän pluggskivling (*Paxillus involutus*), örsopp (*Suillus bovinus*), gultrådsskinn (*Piloderma croceum*), samt två ej artbestämda isolat. Humusens pH mätt i vatten var för kontrollen 3,6-4,1, för försöksledet med aska 4,0-7,5 och för ledet med kalk 3,6-6,8. Två av svamparna (örsopp och "vit lång") uppvisade ingen mycelietillväxt alls. Mycelietillväxten hos pluggskivling och "pink" var oberoende av pH och samma för aska och kalk. Hos gultrådsskinn var tillväxten störst vid det lägsta pH-värdet, för att vid högre värden minska linjärt till ingen tillväxt vid pH 6. Kolonisationen av tallplantorna och dess beroende av pH skiljde sig också mellan svamparterna. För gultrådsskinn fanns inget tydligt beroende av pH, dock var kolonisationsgraden låg vid pH över 6. Aska och kalk gav ungefär samma resultat, vilket också var fallet för "pink" som hade ett maximum vid pH 5,5, men en snabbt minskande kolonisationsgrad vid högre pH-värden. Kolonisationsgraden för pluggskivling uppvisade olika pH-beroende för aska respektive kalk. Med aska var kolonisationsgraden högst redan vid pH 4,1, för att vid högre värden minska successivt ner till ingen kolonisation vid pH uppemot 7. För kalk var kolonisationsgraden högst vid pH 4,5-5,5. Vid högre pH-värden var den nära noll. Sammanfattningsvis verkade en pH-ökning oftast vara negativ eller utan betydelse. I ett par fall var dock en pH-ökning positiv i det låga intervallet 3,6-4,5.

Rühling (1996) inventerade förekomsten av svampfruktkroppar i ett antal askförsök i Götaland 2-9 år efter behandling med lösa respektive granulerade askor i dosen 1-10 ton/ha. Inventeringen gjordes 4-5 gånger per försök under perioden juli-november. De olika asktyperna jämfördes inte inom försök. I samtliga försök där lös aska tillförts var det med ett undantag en mindre förekomst av fruktkroppar av mykorrhizasvampar än det var på kontrolltytor. I försöket Torrmyra fanns det visserligen fler, men där fanns tidigare inventeringar gjorda, vilka kunde påvisa en vikande trend på de askade ytorna. Den första inventeringen som var gjord antydde att de askade ytorna hade fler fruktkroppar från början. I ett försök med granulerad aska (Torup) fann man ingen skillnad mellan kontrolltytor och askade ytor.

Försöket i Torup har också studerats av Finlay m. fl. (1997). Man undersökte mykorrhizan sju år efter behandling med 3 respektive 6 ton granulerad aska per ha. Varken artsammansättningen eller antalet kortrötter koloniserade av ektomykorrhiza per meter rotlängd var signifikant påverkade av behandlingarna. För den senare variabeln fanns dock en tendens till ett minskat antal mykorrhizainfektade rötter per meter rotlängd med ökad askdos. Å andra sidan fanns det samtidigt en tendens till att mängden svampbiomassa per mängd mykorrhizainfektad rot var högre hos plantor som odlats i humus där aska tillförts än i humus utan aska. Åtminstone gällde det den höga askdosen.

5.3.3 Högre fauna

Litteratur saknas om högre fauna. Lägre markfauna behandlas nedan i avsnittet om "markens organismer".

5.3.4 Markens kolomsättning

Lös aska i rimliga givror ger nästan utan undantag en större kolomsättning i ytliga marklager. Effekten verkar kunna vara långvarig, åtminstone mer än fem år. Respirationen ökar och halterna av organiskt material minskar. En 50-procentig ökning av respirationen, liksom en 25-procentig minskning av halten organiskt material i humuslagret efter 5-10 år, är inte alls ovanligt. En mindre del (ca 1/3) av minskningen av halten organiskt material kan bero på att humuslagrets vikt ökat av asktillförseln. Stabiliserad aska är ännu endast studerad i ett fall, granulerad aska förändrade ej humusens halt och mängd av kol. Två fältstudier finns över förekomsten av organiskt kol i avrinningsvatten. Båda gällde stabiliserad aska och i inget av fallen kunde en effekt påvisas. En laboratoriestudie fann ökade halter löst organiskt kol i lakvatten efter tillförsel av krossaska.

Halten organiskt material (glödförlust) i måren i ett försök som behandlats med 2,5 ton lös barkaska ett knappt år tidigare undersöktes av Priha & Smolander (1994). Försöksområdet hade planterats med tall ca tre månader innan markprovtagningen. Markvegetationen var av ljungtyp. De askbehandlade ytorna hade en något lägre halt organiskt material än kontrollytorna, i genomsnitt var halterna 39,0 respektive 42,4 %. Något statistiskt test redovisas inte. Skillnaden var troligen inte säkerställd, den var mindre än standardavvikelsen inom behandling. Man undersökte också respirationen, men fann ingen skillnad mellan försöksleden.

Nilsson & Eriksson (1997a) prövade hur tillförsel av olika doser och typer av askor påverkade markens humushalt (glödförlust). Man prövade såväl lösa som aggregerade askor i dosintervall 2-8 ton/ha. Försöket låg i ett 70-årigt barrblandbestånd i Uppland. Jordmånen var en brunjord som utvecklats i en grovmo. Markprover togs ett år efter behandling i skikten 0-1 cm, 1-3 cm och 3-5 cm. I skiktet 0-1 cm hade alla behandlade försöksled en lägre humushalt än kontrollen. I flertalet fall var effekten säkerställd. Kontrollens halt var 61 % och det lägsta värdet 34 % (grov krossaska från Ljungby). I skiktet 1-3 cm hade alla behandlade försöksled utom ett en humushalt som i medeltal för upprepningarna var lägre än kontrollen. Variationen inom försöksled var dock avsevärd och inga behandlingseffekter var statistiskt säkerställda. Kontrollen hade en halt på 34 % och det lägsta värdet var 16 % (grov krossaska från Ljungby även i detta fall). Försöksledet med granulerad aska från Eskilstuna var det enda som hade ett högre värde än kontrollen (36 %). I det understa skiktet saknades en entydig bild. I detta skikt analyserades också halten C, men inte heller denna halt uppvisade någon förändring som kunde härledas till behandlingen med aska. Den stora variationen inom försöksled i detta försök talar för att markprover borde ha tagits även innan behandling. Dessutom har endast en kort tid förlöpt efter behandling, varför effekter på humus- och kolhalt annat än i ytliga lager vore ytterligt förvånande.

Bramryd & Fransman (1995) studerade de markkemiska effekterna i ett försök med lös aska i ett 35-årigt tallbestånd i Blekinge (Ringamåla). Marken var en morän. Askan var från värmeverket i Örkelljunga och tillfördes i doserna 2, 7 och 10 ton/ha. Den högsta dosen fanns bara i en upprepning och lämnas därför åt sidan i denna sammanfattning. Markprover togs från humusen före behandling och sen årligen under fem år. En avslutande provtagning gjordes efter 10 år (1995) och det är resultaten från denna som författarna presenterar. Kolhalten i humusen minskade för båda givorna. Minskningen var 25 % för den lägsta givan och 17 % för den högsta. Minskningen var signifikant endast för den låga givan. Data från ytterligare ett år senare presenteras av Fransman & Nihlgård (1997). Då var också halterna lägre i askleden, -24 respektive -35 %. Man kvantifierade också mängden C i humusen och fann en icke säkerställd tendens till minskning på ca 15 % för båda askdoserna. De övre 10 cm i mineraljorden provtogs också denna gång, men där saknades både säkerställda effekter och tydliga tendenser.

Rühling (1996) provtog humusen i samma försök tre år tidigare (1993) och fann då ännu större skillnader mot kontroll (- ca 50 % för båda leden) vad gäller halt. Sammantaget visar samtliga provtagningar i detta försök minskade kolhalter, även om resultaten storleksmässigt är rätt varierande.

Bååth & Arnebrant (1993) studerade ett försök med obehandlad vedaska beläget i ett tallbestånd på mineraljord i Småland (Torrmýra). Fyra år innan provtagningen av humusen hade behandling skett med 2 respektive 5 ton aska per ha. Humusens halt av organiskt material minskade med ökande askgiva. Minskningen var 6 % för den låga givan och 18 % för den höga. Skillnaden mot kontrollen var säkerställd för den högsta givan. Bååth & Arnebrant (1994) redovisar mätningar av respiration och mikrobiell biomassa i samma försök. Respirationen var 50 respektive 150 % högre på de askade ytorna än på kontrollen. Den mikrobiella biomassan och den respiratoriska kvoten var också högre. Rühling (1996) tog humusprov i samma försök ytterligare tre år senare och fann då att halten organiskt material minskat ytterligare. Minskningen var då 14 % för den låga givan och 27 % för den höga.

Rühling (1996) tog humusprov i fem askförsök i Götaland 2-9 år efter behandling med lösa respektive granulerade (ett försök) askor i dosen 1-10 ton/ha. De olika asktyperna jämfördes inte inom försök. Två av försöken, Torrmýra och Ringamåla, redovisas på annan plats i detta avsnitt. I båda dessa erhöles minskningar i humuslagrets halt av organiskt material. I försöket Öringe, där 2,4 ton lös aska hade tillförts per ha nio år före provtagningen, var andelen organiskt material 20 % lägre i askytorna än i kontrollytorna. I försöket Dragesholm, där 3 ton lös aska hade tillförts per ha två år före provtagningen, syntes ingen tydlig skillnad mellan försöksleden. Askledet hade ett 18 % högre värde, men variationen var mycket stor. En tendens till högre halt (22 %) organiskt material på askade ytor fanns också i försöket Torup, där 3 ton granulerad aska tillförts tre år före provtagning.

Fransman & Nihlgård (1997) redovisar också resultat från både Dragesholm och Torup, men från provtagningar efter ytterligare ett par år (fyra respektive sex år efter behandling). Humusen i Dragesholm hade nu en lägre C-halt i askledet. Halten var 29 % lägre än kontrollens. Skillnaden var säkerställd. Resultat redovisas också för de övre 30 cm i mineraljorden, men i detta lager fanns ingen skillnad mellan försöksleden. I Torup provtogs både humusen och de övre 10 cm i mineraljorden. I ingen av horisonterna fanns det någon effekt på halt och mängd av C.

I en finsk studie (Fritze m. fl., 1994, 1995) tillfördes 1, 2,5 och 5 ton obehandlad vedaska till en tallskog av blåbärstyp. Jordmånen var en podsol på en sandig mark. Humustäcket var 3 cm. Prover på humusen togs både två (Fritze m. fl., 1994) och tre (Fritze m. fl., 1995) år efter behandlingen med aska. Respirationen var tydligt förhöjd på de ytor som fått aska, särskilt vid provtagningen efter tre år. Som mest var förhöjningen ca 50 % jämfört med kontrollen. Respirationen ökade med giva vid den första provtagningen. Vid den andra var ökningen störst för den lägsta givan. Askan hade medfört att den respiratoriska kvoten ökade, eftersom den mikrobiella biomassan var opåverkad (se nedan). Detta tyder på att askan hade ökat substratets tillgänglighet. Humusens halt av totalkol var ej påverkad (Fritze m. fl., 1994, 1995), ej heller den fraktion som extraherades fram med 0,5 M kaliumsulfat (Fritze m. fl., 1994).

Flera undersökningar har enligt ovanstående genomgång uppmätt minskade halter av organiskt material i humus en tid efter asktillförelse. En del av denna förändring behöver inte bero på en ökad biologisk omsättning av organiskt material utan kan bero enbart på den viktsökning av humuslagret som asktillförelsen åstadkommer. Med en konstant mängd organiskt material i humusen minskar halten kol om humuslagrets vikt ökar. Storleken på den förändring av halten som kan ha denna viktsökning som orsak beror både på askgiva och humuslagrets vikt. Ett genomsnittligt svensk humuslager på podsolerad mark väger ca 90 ton/ha (E. Karlton SLU, muntl. medd.).

En askgiva på 3 ton innebär på en relativ sänkning av halten organiskt material med ca 3 %. En liten del av de minskningar av halten organiskt material som redovisas i ovan refererade undersökningar är därför troligen inte beroende på en ökad omsättning. I flertalet fall är emellertid haltminskningarna avsevärt större än vad som skulle bero på ökningen av humuslagrets vikt på grund av asktillförseln. I ett fall har ju dessutom mängden kol i humusen kvantifierats (Fransman & Nihlgård, 1997). Man fann en tydlig tendens till minskning av mängden på askade ytor. Den antydda minskningen var ca 15 %.

Eriksson (1996) rapporterar om ett lakförsök med två krossaskor, en från Perstorp och en från Ljungby. För askan från Perstorp prövades två fraktioner (0-2 mm respektive 2-5 mm). Försöket gjordes i två serier med kolonner fyllda med sand, varav en hade ett förna-mårlager på toppen och den andra ett lager med kvartssand. Askan lades i finmaskiga nylonpåsar vilka placerades under förnalagret respektive inbäddade i kvartssand. Askmängden motsvarade en askgiva på 4 ton/ha. Kolonnerna bevattades under fem månader med en nederbörds mängd motsvarande lika många år. Lakvattnets innehåll av löst organiskt kol (DOC) analyserades kontinuerligt. Under de två första veckorna gav två askor något lägre halter än kontrollen, medan en aska (Ljungby) inte gav någon tydlig effekt. Den mer långsiktiga effekten var emellertid att alla tre askorna gav en lika stor ökning (ca 25 %) av DOC-halterna jämfört med kontrollen. Denna ökning inleddes efter två månaders lakning och varade tiden ut.

Två krossaskor (Nymölla och Perstorp) prövades i dosen 3 ton/ha på hyggen i åldern 4-8 år av Arvidsson & Lundkvist (1997). Hyggena var spridda över landet. Provytorna var små, 9-16 m², och på varje yta fanns en undertryckslysometer anbringad på 50 cm djup. Prov på markvattnet togs en gång före behandling och sedan fyra gånger per år under ca tre år efter behandling. Man fann ingen effekt av askbehandlingen på markvattnets innehåll av TOC (totalt organiskt kol).

En undersökning i Värmland, där ett ca 20 ha stort avrinningsområde behandlats med 2,2 ton granulerad vedaska från Eskilstuna, redovisas av Parkman & Munthe (1996). Ett liknande obehandlat område utgjorde kontroll. Områdena var beväxta med ca 100 år gammal barrblandskog. Askspridningen skedde 1988 från helikopter och en uppföljning av avrinningsvattnets halt av bland annat DOC (löst organiskt kol) gjordes 1993-94, det vill säga 5-6 år efter behandling. Man fann ingen skillnad i detta avseende mellan avrinningsvattnet från de två områdena.

Weber m. fl. (1985) studerade effekten av 10 ton obehandlad vedaska per ha på en torvmark som strax innan asktillförseln hade dränerats och plöjts (även kontrollen). Direkt efter askningen planterades Salix. Nedbrytning av cellulosa undersöktes på flera markdjup och uppvisade förhöjda värden (uppemot 50 %) på ytor där aska tillförts, särskilt nära markytan.

Silfverberg & Hotanen (1989) visade att nedbrytningen hos barr av olika sammansättning var avsevärt snabbare på en torvmark där 8 respektive 16 ton lös björkaska hade tillförts 40 år tidigare. Ökningen var som mest ca 50 %. Detta gällde två av tre undersökta barrmaterial. För det mest näringsrika materialet var det ingen skillnad mellan de olika tidigare askbehandlingarna.

Olika askdosor till ett 11-årigt tallbestånd på tidigare kultiverad torvmark prövades av Ferm m. fl. (1992). Obehandlad barkaska tillfördes i givorna 1, 2, 5, 10 och 20 ton per ha. Tretton år därefter gjordes flera studier, bland annat av respirationen i skiktet 0-5 cm. För doserna 5 ton och däröver var respirationen uppemot 50 % högre än på kontrollen. Det förelåg inget tydligt samband mellan dos och respons.

Fyrtio år efter tillförsel av 10 ton obehandlad vedaska per ha till torvmark studerades effekten på omsättningen av organiskt material (Karsisto, 1979). Nedbrytningen studerades bland annat med hjälp av cellulosa-band som placerades ut i olika torvlager ned till 50 cm djup.

Nedbrytningshastigheten var drygt dubbelt så hög på alla djup där aska hade tillförts. Man studerade också nedbrytning av barr som lades på torvytan respektive på 5 cm djup. I detta fall fanns ingen tydlig effekt av den tidigare asktillförseln.

5.3.5 Omsättning av kväve i marken

Bilden av hur kvävemineralisering och nitratbildning påverkas av aska är splittrad. I tre studier har man undersökt förekomst av oorganiskt N i marken efter asktillförsel. I en av dessa fann man en säkerställd minskning (granulerad aska, 1-6 ton/ha), medan det saknades effekt i de två andra (såväl lösa som stabiliserade askor). I fem studier har resultat redovisats från inkubationstest. I en av dessa erhöles en ökad nettomineralisering och nitratbildning (granulerad aska), i två (lös aska och stabiliserad aska) saknades effekt, i en fjärde (lös aska) redovisas minskad nettomineralisering, men ökad nitratbildning och i den femte slutligen observerades endast minskad nettomineralisering. Det har inte gått att förklara orsaken till de varierande resultaten, i huvudsak beroende på brist på nödvändig bakgrundsinformation i de olika rapporterna. En rapport har redovisat fler såväl ammonium- som nitritoxiderande bakterier i humus efter tillförsel av 6,2 ton lös aska per ha. Nämnade studier representerade fastmark. Endast två undersökningar, en på fastmark och en på torvmark, har studerat halt och mängd av total-N. Båda fann förluster (100-500 kg N/ha) i markens övre lager. Endast en studie, i vilken 10 ton lös aska tillfördes en torvmark per ha, har undersökt denitrifikation och potentiell kvävefixering. Denitrifikationen påverkades ej, men den potentiella kvävefixeringen ökade 2-20 gånger. Flertalet studier har inte avsett en längre period än tre år efter behandling.

Martikainen (1984) fann en tendens till lägre N-mineralisering och högre nitratbildning efter asktillförsel när humusprover från två askförsök i tallskog i Finland studerades. Den ena försökslokalen var av blåbärstyp och den andra av ljungetyp. Proverna togs vid flera tillfällen under 1,5-3 år efter behandling. Obehandlad vedaska i dosen 6,2 ton/ha hade tillförts och pH-värdet var ca två enheter högre än på kontrollen. I en annan studie av samma försök konstaterades att den askgödslade humusen hade både fler ammoniumoxiderande bakterier och fler nitritoxiderande bakterier (Martikainen, 1985). Från de askgödslade ytorna kunde ammonium-oxiderande bakterier av släktet *Nitrosopira* isoleras (Martikainen & Nurmiaho-Lassila, 1985).

I en annan finsk studie (Fritze m. fl., 1994) tillfördes 1, 2,5 och 5 ton obehandlad vedaska till en tallskog av blåbärstyp. Jordmånen var en podsol på en sandig mark. Humustäcket var 3 cm. Prover på humusen togs två år efter behandlingen med aska. Man fann ingen skillnad i humusens halt av ammonium, vare sig direkt efter provtagningen eller efter en inkubation av proverna. Detta kan tyda på att vare sig kvävemineralisering eller nitratbildning hade påverkats.

Korttidseffekter av granulerad vedaska från Eskilstuna i olika doser på förekomsten av oorganiskt kväve i marken undersöktes i två försök av Eriksson (1996b). Försöken ligger i Halland (Torup) respektive Västerbotten (Vindelns). Två år efter behandling med 1, 3 respektive 6 ton aska per ha togs markprover i olika skikt ner till 15 cm i mineraljorden. I Vindelns uppmättes en säkerställd 50-procentig minskning av halten ammonium-N i mår-F och mineraljord 10-15 cm. Även i skikten däremellan fanns samma tendens. För mår-H redovisas signifikant lägre (60-80 % lägre) nitrat-halter på de askade ytorna än på kontrollen. Emellertid låg nitralthalterna mycket nära detektionsgränsen, varför viss tveksamhet om resultaten restes av författaren. I mineraljorden fanns inga spår av nitrat. I försöket Torup erhöles inga säkerställda effekter på halten av ammonium. I humuslagret fanns ingen entydig tendens, medan det i den övre decimetern av mineraljorden fanns en tendens

till att askleden hade lägre halter än kontrollen. Halterna av nitrat låg oftast under detektionsgränsen.

Nilsson & Eriksson (1997a) undersökte hur tillförsel av olika doser och typer av askor påverkade förekomst av oorganiskt kväve i marken och såväl kväveminerisering som potentiell nitratbildning. Man prövade såväl lösa som stabiliserade askor i dosintervall 2-8 ton/ha. Försöket låg i ett 70-årigt barrblandbestånd i Uppland. Jordmånen var en brunjord som utvecklats i en grovmo. Markprover togs ett år efter behandling i skikten 0-1 cm, 1-3 cm och 3-5 cm, men kvävestudierna gjordes endast på skiktet 3-5 cm. Det fanns inga tydliga eller säkerställda effekter av asktillförseln på skiktets innehåll av oorganiskt N vid provtagningen. På prover som inkuberades fann man inga effekter på nettomineralisering och potentiell nitratbildning. Nitrat ackumulerades endast i något enstaka fall, förvånande nog med tanke på jordmånens karaktär och relativt höga pH (ca 5 i vatten). För nettomineralisering fann man dock en positivt samband med dosen för den lösa Eskilstuna-askan. Detsamma gällde nitratbildning där krossaskan från Perstorp tillförts. I skiktet analyserades också totalhalt N och C/N-kvot, men ingen av dessa variabler syntes påverkad av behandlingarna (vilket hade varit ytterligt förvånande efter en så kort tid).

Inkubationsförsök med jordmaterial till vilket granulerad vedaska förts rapporteras av Rosén m. fl. (1993). När aska sattes till humus från Flakaliden i ett laborieförsök erhöles en ökad ackumulation av ammonium. I förna som samlats in från Skogaby ett år efter behandling med 3,2 ton granulerad vedaska erhöles en tydlig ökning av nitratackumulationen. I jord från underliggande lager erhöles ingen effekt.

Fransman & Nihlgård (1997) mätte N-halter och beräknade N-mängder i marken i tre försök fyra till elva år efter tillförsel av aska. I Dragesholm, där 3 ton lös aska tillförts fyra år före provtagning, hade humusens N-halt minskat med 25 %. Mängderna av N angavs ej för detta försök. I mineraljorden (0-30 cm) fanns ingen effekt av askan. I Torup hade 3 ton granulerad aska tillförts sex år före provtagning. Där fanns vare sig säkerställda effekter eller tydliga tendenser vad gäller halt och mängd av N i humus respektive mineraljord 0-10 cm. I Ringamåla hade det gödslats med 2 respektive 7 ton lös aska 11 år innan provtagning av marken. N-halten i humusen hade minskat med 22 respektive 29 %. Effekten var säkerställd. Mängden N i humusen skiljde 110-170 kg/ha mot kontrollen, men i detta fall var skillnaden inte signifikant. I mineraljorden (0-10 cm) hade askan inte haft effekt.

Kaila m. fl. (1954) inkuberade låghumifierad torv efter tillsats av lös vedaska motsvarande 2 respektive 10 ton per ha. Inkubationen pågick under flera månader. Man fann en tydlig nedgång i kväveminerisering, men endast en mycket liten ökning av nitratbildningen. Studien saknade upprepningar.

I en studie av Weber m. fl. (1985) observerades en lägre total N-halt (1,76 respektive 1,94) i torv (0-10 cm) där 10 ton obehandlad vedaska tillförts 3,5 månader före provtagning. Skillnaden var signifikant och indikerar en ökad mineralisering. Skillnaden i halt beräknades motsvara en förlust av N på ca 500 kg/ha. Denitrifikationen följdes under ett par år, men var ej påverkad av askan. Det gällde både med och utan tillsats av nitrat. Den potentiella kvävefixeringen (med tillsats av glukos) följdes också under samma tid. Den var tydligt förhöjd, från två (aerob inkubation) till 20 (anaerob inkubation) gånger kontrollens värde.

Av ovanstående studier är det inte möjligt att avgöra vad det är som avgör hur askan påverkar kväveomsättningen. Studierna varierar med avseende på askdos, tid efter behandling, substrat och miljö. Undersökningar av effekter av kalk har visat att C/N-kvoten i humusen är en viktig faktor för hur kväveomsättningen påverkas (jfr Persson & Wirén, 1996). Tyvärr har den inte angetts i alla här refererade studier om asktillförsel.

5.3.6 Omsättning av fosfor i marken

Effekter av aska på markens omsättning av fosfor har endast undersökts i ett par försök (Skogaby och Torup, båda i Halland). I Skogaby-försöket hade 3,2 ton granulerad vedaska tillförts per ha. Samtliga mätningar, vilka utfördes under fyra år efter behandling, antydde att askan gav en minskad tillgänglighet av fosfor. Preliminära resultat från Torup tyder på att en högre dos, 6 ton/ha, av samma aska kan ha motsatt effekt.

Ett och ett halvt år efter behandling med 3,2 ton granulerad vedaska per ha i ett granbestånd i Skogaby studerade Clarholm (1994) olika uttryck för tillgängligheten hos P i humusen. Hon fann inga statistiskt säkerställda effekter, men flera tendenser till en minskad tillgänglighet. I genomsnitt hade humusen på de askade ytorna mindre mikrobiellt bundet P, mindre växttillgängligt P och en högre fosfatasaktivitet. Fosfataser är enzymer som frigör organiskt bundet fosfor. En ökad fosfatasaktivitet tyder på en minskad tillgänglighet hos P i marken. En extraktion av aska som ej legat ute i fält med 0,5 M ammoniumacetat pH 4,2 antydde att endast en mindre del av P (20 %) var initialt växttillgänglig.

Vid fem tillfällen under fyra år efter behandlingen mättes fosfatasaktiviteten i humusen i samma försök (Clarholm & Rosengren-Brinck, 1995). Vid samtliga tillfällen erhöles en ökad aktivitet i askledet i jämförelse med kontrollen. Ökningen var i genomsnitt ca 30 %. Skillnaden var säkerställd vid två av tillfällena.

Finlay m. fl. (1997) redovisar en studie av upptag av P hos tallplantor som odlats i humus från ett försök (Torup) där olika doser (3 respektive 6 ton/ha) av granulerad aska tillförts några år tidigare. Man fann att innehållet av P i plantorna tenderade att öka med askdos. Plantornas upptag av ^{32}P i en korttids-”bioassay” visade att upptaget minskade med ökad dos, vilket tyder på ett bättre P-tillstånd för de plantor som odlats i humus som fått aska tidigare. Skillnaderna mellan försöksleden var relativt liten och författarna redovisade inte resultat från några statistiska test. Det var främst den höga askgivan som syntes vara avvikande från kontrollen.

Om resultaten från Torup jämförs med de från Skogaby är en möjlig slutsats att effekten av aska på tillgängligheten hos P kan variera både med ståndort och askgiva.

5.3.7 Markens organismer

Lös aska i givor på 5 ton per ha och mer minskar biomassan svamp, men ökar biomassan bakterier. Lös aska kan, även vid låga givor, orsaka artförskjutningar inom gruppen mikrosvampar. Mikrobiell biomassa synes ej ha analyserats i försök med stabiliserad aska. Markfauna har studerats i ett försök med lös aska och flera försök med stabiliserad aska. Lös aska i dosen 7 ton per ha gav initialt en tydlig nedgång av antalet kvalster. Studien fortsatte ej. Granulerad aska i givor om 3-4 ton per ha har ej påverkat mängden protozoer och enchytraeider. Lös eller dåligt stabiliserad aska i givor om 4 ton eller mer tenderar att minska antalet enchytraeider. I två försök med samtidig tillförelse av granulerad aska och kväve antyds en ökad förekomst av dagmaskar.

I en finsk studie (Fritze m. fl., 1994) tillfördes 1, 2,5 och 5 ton obehandlad vedaska till en tallskog av blåbärstyp i Finland. Jordmånen var en podsol på en sandig mark. Humustäcket var 3 cm. Prover av humusen togs två år efter behandlingen med aska. Då kunde man inte se någon förändring av mängden mikrobiell biomassa. Vid en provtagning ett år senare kunde man med en annan metod se en reduktion för den högsta askgivan (Bååth m. fl., 1995). Denna reduktion syntes bero mest på en förändring vad gäller svampbiomassa.

Bååth & Arnebrant (1993) studerade ett försök med obehandlad vedaska beläget i ett tallbestånd i Småland (Torrmýra). Fyra år innan provtagningen av humusen hade behandling skett med 2 respektive 5 ton aska per ha. Från humusen isolerades mikrosvampar. En effekt av askan på artsammansättningen antydde av en "principal-component"-analys. Effekten kopplades till pH-förändringen. Den tydligaste förändringen för enskilda arter var att *Trichoderma polysporum* ökade och en ej artbestämd steril form minskade i förekomst.

Effekten av obehandlad vedaska på kvalster studerades av Koskenniemi & Huhta (1986). I ett fältförsök i tallskog tillfördes 7 ton obehandlad vedaska per ha. Markprover ner till 6 cm djup (0-3 respektive 3-6 cm) togs därefter månatligen under vegetationsperioden. Bland kvalster erhöles de tydligaste förändringarna, hela 13 taxa (12 arter och en familj) hade signifikant lägre förekomst på de askbehandlade ytorna än på kontrollytorna.

Granulerad vedaska och dess effekt på daggmask, enchytraeider och protozoer studerades av Rosén m. fl. (1993), Lundkvist (1996, 1997). Försöken Asa, Flakaliden och Skogaby hade fått 3-4 ton aska senast två år innan undersökningens genomförande. I de två förstnämnda försöken gavs förutom askan också kväve (75-100 kg N/ha och år). Daggmaskar och enchytraeider studerades i alla tre försöken. I Asa och Flakaliden noterades en fördubbling av daggmaskpopulationen, men effekten var endast signifikant i Flakaliden. I Skogaby fann man ingen daggmask, vare sig på kontroller eller askade ytor. För enchytraeider fann man ingen effekt av aska i någondera försöket. Protozoer studerades endast i Skogaby och där fann man ingen tydlig skillnad mot kontroll. Effekten på förekomsten av enchytraeider undersöktes i ytterligare ett försök (Ärentuna) av Lundkvist (1997). Där hade aska i olika typer och doser tillförts 2,5 månader före undersökningen. Inte heller i detta försök fann man någon säkerställd effekt. Jorden i försöksled med de mer lösliga askorna (lösaska Eskilstuna och krossaska Perstorp) hade emellertid i medeltal oftast lägre förekomst än jorden på kontrollen. Den lägre förekomsten gällde genomgående givorna 4 och 8 ton/ha.

Fyrtio år efter tillförsel av 10 ton obehandlad vedaska per ha till torvmark togs prov på torven ner till 20 cm för analys av mängd bakterier (Karsisto, 1979). För flera grupper bakterier som studerades fann man avsevärt större antal där aska tillförts än på kontrollen.

Weber m. fl. (1985) studerade effekten av 10 ton obehandlad vedaska per ha på en torvmark som strax innan asktillförseln hade dränerats och plöjts (även kontrollen). Direkt efter askningen planterades *Salix*. Markprover tagna på 0-10 cm vid flera tillfällen under de två första åren efter askning visade på förhöjda (1,5-20 gånger) antal av flertalet undersökta bakteriegrupper.

5.3.8 Markkemi

Askans stabiliseringsgrad är avgörande för den pH-ökning som uppkommer ytligt i marken. I humusen kan lös aska öka pH med 0,4-2,5 enheter beroende på dos. Höjningen av pH minskar med stabiliseringsgrad och kan för granulerad vedaska vara nära noll. I flertalet av de studier som utförts har pH på kontrollytor varit 4,0-4,5. Andra förändringar i humusen är att utbytbar aluminium minskar och att basmättnadsgrad och katjonbyteskapacitet ökar. Bland de utbytbara baskatjonerna är det oftast endast kalcium som ökar. I den övre delen av mineraljorden är ökningen av pH mindre, med värden mellan noll och en enhet beroende på asktyp. I detta skikt kan temporära pH-sänkningar förekomma, troligen på grund av utbytesreaktioner. Förändringar av mängden utbytbara baskatjoner uppträder här mer sällan och är då i regel förknippade med högre doser och längre tid efter behandling. Studier på fastmark, där mer än 10 år gått sen behandling, saknas. På torvmark finns äldre studier som visat långvariga förbättringar av näringsstatus, men då har det i regel handlat om givor på 10 ton per ha och mer.

Effekter på markens pH efter asktillförsel från ett antal studier summeras i tabell 5:4.

Tabell 5:4 Ökning av pH i marken för olika typer och doser av aska.

Horisont	Asktyp	Dos (ton/ha)	Studerad tid efter behandling (år)	Antal försök	Ökning av pH(H ₂ O)
Humus	Lös	≥ 5	1-11	6	1,4-2,5
		≤ 3	2-11	6	0,4-1,4
	Kross Granuler	3	2	14	0,4-0,6
		1-3(6)	1-6	5	0-0,6
Ytlig mineraljord	Lös	≤ 3	1-4	4	0-0,4
		≥ 5	1-10	2	ca 1
	Kross Granuler	< 3	10	1	ca 0,5
		3	2	2	0
		2-5	1-4	3	0

Måren i ett försök som knappt ett år tidigare behandlats med 2,5 ton lös barkaska undersöktes av Priha & Smolander (1994). Försöksområdet hade planterats med tall ca tre månader innan markprovtagningen. Markvegetationen var av ljungtyp. De askade ytorna hade ett högre pH än kontrollytorna. Skillnaden var 0,4 pH-enheter, mätt både i vatten och KCl. Kontrollen hade pH 4,1 i vatten och 3,6 i KCl. De extraherbara mängderna av K, Ca och Mg var 20 till 90 % högre på de askgödslade ytorna än på kontrollen.

Cirka två-tre år efter tillförsel av 6,2 ton obehandlad vedaska per ha var pH(H₂O) i humusen drygt två enheter högre än på kontrollen (pH 6 respektive pH 4) i två försök i tallskog på mineraljord i Finland (Martikainen, 1984).

Effekten av obehandlad vedaska studerades av Koskenniemi & Huhta (1986). I ett fältförsök i tallskog tillfördes 7 ton obehandlad vedaska per ha. Markprover ner till 6 cm djup (0-3 respektive 3-6 cm) togs därefter varje månad under vegetationsperioden. En tydlig höjning av pH observerades, från 4,3 till 6 i det övre skiktet, och från 4,2 till 5,3 i det undre.

I en annan finsk studie (Fritze m. fl., 1994, 1995) tillfördes 1, 2,5 och 5 ton obehandlad vedaska till en tallskog av blåbärstyp. Jordmånen var en podsol på en sandig mark. Humustäcket var 3 cm. Två (Fritze m. fl., 1994) respektive tre (Fritze m. fl., 1995) år efter tillförseln av aska togs prov på humusen. Vid båda tillfällena var humusens pH(H₂O) tydligt högre på de askade ytorna än på kontrollen och pH ökade med ökande giva. Två år efter provtagningen var pH i de olika försöksleden 3,9 (kontroll), 4,4 (1 ton aska), 4,9 (2,5 ton aska) och 5,8 (5 ton aska). Motsvarande värden ett år senare var 3,8, 4,4, 5,1 respektive 6,2, det vill säga en viss ytterligare ökning för de två högsta givorna. Katjonbyteskapaciteten och basmättnaden var också tydligt förhöjda på de askade ytorna.

Bååth & Arnebrant (1994) studerade ett försök med vedaska beläget i ett tallbestånd i Småland (Torrmyra). Fyra-fem år innan provtagningen av humusen hade behandling skett med 2 respektive 5 ton obehandlad vedaska per ha. Askbehandlingen hade givit en tydlig ökning av pH(H₂O) i humusen, från kontrollens 4,4 till 5,3 respektive 6,9. Humusprover togs i samma försök efter ytterligare tre år av Rühling (1996). Man mätte då pH i 0,2 M KCl och inte i vatten. Då var pH(KCl) 2,9 i kontrollen, 4,7 i den lägre askgivan och 6,5 i den högre. Rühling fann högre extraherbara (0,1 M bariumklorid) halter av Ca och Mg där aska tillförts. Förhöjningen av Ca var 5-6 gånger för den låga givan och ca 10 gånger för den höga. För Mg

var höjningen 52 respektive 200 %. Man mätte också K men fann ingen tydlig skillnad mot kontroll (+13 respektive -4 %).

Fyra år efter en behandling med 2,2 ton obehandlad vedaska per ha var pH i humusen ca 1,4 enheter högre än på kontrollen i en studie i en föryngring efter ett tidigare avverkat tallbestånd i sydöstra Sverige (Dolling, 1996). Skillnaden var 2,4 enheter i mår-F och 0,4 i mår-H. Kontrollens pH var 3,9 i det sammantagna humuslagret.

Bramryd & Fransman (1995) studerade de markkemiska effekterna i ett försök med lös aska i ett 35-årigt tallbestånd i Blekinge (Ringamåla). Marken var en morän. Askan var från värmeverket i Örkelljunga och tillfördes i doserna 2, 7 och 10 ton/ha. Den högsta dosen fanns bara i en upprepning och lämnas därför åt sidan i denna sammanfattning. Markprover togs från humusen och mineraljorden (0-10 cm) före behandling och sen årligen under fem år. En avslutande provtagning gjordes efter 10 år (1995) och det är resultaten från denna som författarna presenterar. Flertalet effekter var dosberoende. Sålunda ökade askan pH(H₂O) i humusen med 1,2-2 pH-enheter för doserna 2 och 7 ton/ha. I mineraljorden var ökningen 0,5-1 enhet. Koncentrationen av vätejoner och Al minskade signifikant i humusen. Halterna av utbytbar Ca och Mg ökade flera gånger i båda skikten. Utbytbar K i mineraljorden var ca 50 % högre än i kontrollen, men i humusen var det ingen skillnad. Ökningarna var oftast säkerställda. Minskningen av sura joner och ökningen av baskatjoner innebar att basmättnadsgraden ökade tydligt i båda skikten. Rühling (1996) tog humusprov i försöket två år tidigare och fann då liknande förändringar som redovisas av Bramryd & Fransman (1995). Det gjorde också Fransman & Nihlgård (1997) ett år senare.

Rühling (1996) provtog i sin studie humusen i ytterligare tre försök där aska tillförts tidigare. I Dragesholm, där 3 ton lös vedaska tillförts per ha två år tidigare, hade askytorna ett pH(KCl) som var förhöjt 0,3 enheter jämfört med kontrollen. Andra förändringar var halt utbytbar Ca +200 %, utbytbar K +74 % och utbytbar Mg +63 %. För en provtagning fyra år efter behandling i Dragesholm redovisar Fransman & Nihlgård (1997) en höjning av pH(H₂O) i askledet på 0,6 enheter i humusen och 0,3 enheter i mineraljorden (0-30 cm). I Öringe, där 2,4 ton lös vedaska per ha tillförts nio år tidigare, hade askytorna ett pH(KCl) som var förhöjt 0,7 enheter jämfört med kontrollen (Rühling, 1996). Halten utbytbar Ca var förhöjd med 295 %. Halterna utbytbar K och Mg skiljde sig ej märkbart mot kontrollen. Både Rühling (1996) och Fransman & Nihlgård (1997) redovisar också resultat från försöket Torup, men dessa redovisas nedan, tillsammans med data från ytterligare en undersökning.

I ett tallbestånd på sandsediment i Småland undersöktes effekten av två självhärdade och krossade vedaskor (Nymölla och Perstorp) i dosen 3 ton per ha (Nohrstedt, 1997a). Markprover togs på humus och 0-5 cm mineraljord, dels strax före behandlingen, dels efter ett och två år. På de tagna proverna mättes pH (vatten) och AL-extraherbar P och K. Humusen, liksom blekjorden, var 3-4 cm tjock. De två skiktens pH var strax före behandling 4,0-4,2. I humusen åstadkom askan från Nymölla en säkerställd minskning av vätejonkoncentrationen, motsvarande en ökning av pH på 0,4-0,5 enheter. Perstorps-askan tenderade (0,05 < p < 0,1) att öka mängden extraherbar P i humusen efter två år. I mineraljorden syntes ingen effekt av någondera askan.

Samma askor i samma dos (3 ton/ha) prövades på hyggen i åldern 4-8 år av Arvidsson & Lundkvist (1997). Hyggen var spridda över landet. Markprover togs efter två år. Förnan togs bort och man tog prov på de övre fem cm därunder. I många fall observerades en säkerställd höjning av pH(H₂O). Höjningen var i medeltal 0,6 pH-enheter för askan från Nymölla och 0,4 enheter för askan från Perstorp. Höjningen av pH innebar oftast att koncentrationen av utbytbar väte minskade med mer än hälften. Utbytbar Al minskade i genomsnitt med 66 % för askan från Nymölla och med 45 % för askan från Perstorp. Halterna av utbytbar Ca var genomgående två-tre gånger högre på de askade ytorna än på kontrollytorna. I nio av 26 fall var skillnaden signifikant.

För halterna av utbytbart Mg var det mer sällan en säker skillnad mellan askade ytor och kontroll. För utbytbart K fanns endast i ett fall en säker ökning av den utbytbara halten. Minskningen av sura joner och ökningen av baskatjoner innebar en tydlig ökning av basmättnadsgraden. Tillgängligt P mättes inte.

Effekter på mark i undersökningar utförda i Hälsingland rapporteras av Rosén m. fl. (1993). Man arbetade dels med markprover från nolltryckslysimetrar, dels med markprover från ett avrinningsområde. I lysimeterstudien prövade man två askdoser. Askan var granulerad vedaska från Eskilstuna. Aska gavs vid två tillfällen. Den lägsta askdosen var totalt 2 ton aska, fördelat på 1 ton 1988 och 1 ton 1990. Den högsta dosen var 2+3 ton/ha. Vid det första tillfället gavs askan i kombination med 50 kg N/ha i form av ammoniumnitrat. Lysimeterstudien avbröts efter fyra år och då uttogs markprov för analys av pH(H₂O). I S-skiktet (bottenskikt + förna) var pH förhöjt med 0,5 enhet för den låga dosen och ca en enhet för den höga. I humusen var förhöjningen 0,2 respektive 0,4 enheter. I mineraljorden fanns ingen tydlig effekt av asktillförseln. I avrinningsområdet, som var avverkat åtta år tidigare och beväxt med plant/ungskog, tillfördes med helikopter 1 ton aska/ha 1989 och 2 ton/ha 1991. Askan var samma som i lysimeterstudien. För avrinningsområdet redovisas basmättnadsgraden året före den första askningen, efter askningen under samma växtsäsong, samt slutligen ett år därefter. Vid den sista provtagningen hade basmättnadsgraden ökat med 10-20 % i måren. I mineraljorden syntes inte heller här någon effekt.

Effekten av granulerad vedaska från Eskilstuna har också prövats i parcellförsöken Asa, Flakaliden och Skogaby (Lundkvist, 1997). Man mätte pH(H₂O) och ledningsförmåga i förna, humus och den översta decimetern av mineraljorden under 2-3 år efter behandling med 3-4 ton aska per ha. Den enda säkerställda effekten var en höjning av pH i förnan i Flakaliden. Behandlingsåret var höjningen 0,8 enheter och två år därefter 0,3 enheter. I humusen och mineraljorden saknades effekter på pH. För ledningsförmågan fanns inte heller någon bestående påverkan. En effekt syntes endast behandlingsåret och även då endast i undantagsfall. Tolkningen av resultaten från Asa och Flakaliden försvåras av att det kvävegödslades på samma ytor (75-100 kg N per ha och år).

Nilsson & Eriksson (1997b) prövade hur tillförsel av olika doser och typer av askor påverkade markens surhetsgrad. Man prövade såväl lösa som stabiliserade askor i dosintervallet 2-8 ton/ha. Försöket låg i ett 70-årigt barrblandbestånd i Uppland. Jordmånen var en brunjord som utvecklats i en grovmo. Markprover togs ett år efter behandling i skikten 0-1 cm, 1-3 cm och 3-5 cm. I dessa skikt var pH(H₂O) ca 5 på obehandlade ytor. Flertalet försöksled hade ett högre pH än kontrollen i de två övre skikten. En höjning med en till två enheter var vanlig. I dessa skikt syntes askpartiklar. För lös aska från Eskilstuna och krossaska från Perstorp fanns ett tydligt positivt samband mellan dos och pH. I skiktet 3-5 cm hade endast lös Eskilstunaaska höjt pH (som mest en enhet). Den granulerade askan från Eskilstuna som prövades, gav inte någon effekt på pH i något av skikten. Man mätte också ledningsförmågan och för flertalet försöksled var den tydligt förhöjd i det ytligaste skiktet. I de två skikten därunder hade endast de högsta givorna effekt. I samma försök hade markprover också tagits flera gånger under året före den ovan refererade provtagningen, det vill säga under den första vegetationsperioden efter asktillförseln. Resultaten från dessa provtagningar redovisas både av Nordin (1995) och Nilsson & Eriksson (1997b). Höga ledningstal erhöles vid den första provtagningen, då också tydliga dos-respons samband observerades. Ledningstalet minskade sedan tydligt under säsongen. Den granulerade Eskilstuna-askan och krossaskan från Ljungby gav ingen effekt. Ljungby-askan verkade vara mest sand (55 % kvarts). Den lösa askan från Eskilstuna och krossaskan från Perstorp gav kraftiga höjningar av pH(H₂O) i det övre skiktet på som mest 2,5-2,8 respektive 1,2-1,8 enheter. I mellanskiktet gav endast den lösa Eskilstuna-askan ett förhöjt pH, medan det i både detta skikt och det undre fanns tydliga tendenser till ett sänkt pH för flera behandlingar, bland annat krossaskan från Perstorp.

Korttidseffekter av granulerad vedaska från Eskilstuna i olika doser undersöktes i två försök av Eriksson (1996b). Försöken ligger i Halland (Torup) respektive Västerbotten (Vindeln). Två år efter behandling med 1, 3 respektive 6 ton aska per ha togs markprover i olika skikt ner till 15 cm i mineraljorden. Flertalet säkerställda förändringar var mycket ytliga (mår-F). I denna horisont ökade pH(H₂O) med 0-0,3 enheter i Torup och 0,2-0,6 enheter i Vindeln. Kontrollens pH var 4,1 respektive 4,7. Summakoncentrationen av utbytbara vätejoner och Al (aciditeten) minskade som mest med ca 50 %. Katjonbyteskapaciteten, som är pH-beroende, ökade på båda lokalerna med som mest 25 %. Koncentrationen av utbytbara baskatjoner, särskilt Ca, och basmättnadsgraden ökade. I mår-H och skikten därunder var det endast få säkerställda förändringar, bland annat ökade basmättnadsgraden i Vindeln även i djupare skikt. I försöket Torup togs också humusprover (mår-F + mår-H) efter ytterligare ett år i ledet med 3 ton aska/ha (Rühling, 1996). Jämfört med kontrollen var pH(KCl) förhöjt endast med 0,05 enheter. Utbytbart Ca, K och Mg var förhöjt med respektive 70, 37 och 26 %. För en provtagning ytterligare tre år senare (sex år efter behandling) i samma försök och försöksled redovisar Fransman & Nihlgård (1997) värden på pH(H₂O). Vare sig i humusen eller i mineraljorden (0-10 cm) var det någon skillnad mellan askledet och kontrollen.

Aska i kombination med kalk prövades i avrinningsområden på moränmark i Götaland (Westling & Orth, 1997). Man studerade tre behandlade avrinningsområden i 4-7 år gamla granplanteringar. För var och en av planteringarna fanns en kontroll. På planteringarna spreds per ha 2-3 ton krossaska (Eskilstuna/Mörnum) och ca 2 ton kalk (Mg-kalk; kalcit+dolomit). I och med att endast kombinationen aska och kalk prövades kan man inte uttala sig om effekten av vardera medlet för sig. Spridningen gjordes med helikopter (ett område) eller skotare. Markprover togs dels före behandling, dels efter tre år. Variationen var stor i materialet och inga effekter var signifikanta. I humus fanns tendenser till en mindre mängd vätejoner (-40 %), Al (-80 %) och K (-25 %), samt en ökad mängd Ca (+15 %) i askledet. Effekten på tungmetaller behandlas på annan plats.

Kahl m. fl. (1996) studerade effekter av olika doser obehandlad vedaska tillförda till ett 25-årigt lövblandbestånd i Maine, USA. Doserna var 6, 12 och 18 ton/ha. Marken var en sandig podsol. Markprover togs bland annat 25 månader efter behandling. I humusen var då pH ca två enheter högre efter askning än på kontrollen (pH 6 jämför med pH 4). De olika givorna uppvisade ingen tydlig skillnad. De utbytbara halterna av Ca och Mg var 3-4 gånger högre än på kontrollen, men inte heller i detta fall var det någon skillnad mellan givorna. Basmättnadsgraden och katjonbyteskapaciteten var ca fördubblade. Inte för K, och inte heller för P, hade askan någon effekt. Vid den tidigare provtagningen efter 1 månad uppvisade K ej förhöjning. De utbytbara halterna av Al, Fe och Mn hade minskat ungefär 4-5 gånger vid den sista provtagningen. I rostjorden var pH ej påverkat. För de två högsta givorna var de utbytbara halterna av Ca, Mg och K två-tre gånger högre än på kontrollen. I övrigt fanns inga säkerställda effekter, men tendenser även här till ökad basmättnad och lägre halter av Al och Fe.

Williams m. fl. (1996) redovisar en amerikansk fältstudie med relativt höga doser obehandlad barkaska. Doserna var 11, 22 och 44 ton aska per ha. Askans tillfördes till ett hygge som tidigare markberetts, bränts och ogräsbekämpats. Ett par månader efter askningen planterades en tallart (eng. "loblolly pine"). Jordmaterialet var även i detta fall sandigt. Markprover togs vid flera tillfällen upp till 60 veckor efter askningen. Prover togs på skikten 0-15, 15-30 och 30-45 cm. Den utbytbara fraktionen extraherades med 1 M ammoniumacetat (pH-värdet angavs ej). Tydliga effekter av askningen noterades endast i det översta markskiktet. Där ökade utbytbart Ca och K tydligt till ett maximum efter 12-36 veckor. Halterna ökade med dos. Efter 60 veckor återstod endast en tydlig förhöjning för den högsta dosen. I skiktet ökade pH med upp till 0,5-2 enheter beroende på dos. Denna förhöjning nåddes redan efter 6-12 veckor och låg sedan kvar på ungefär samma nivå.

Ett krukförsök med asktillsats redovisas av Unger & Fernandez (1990). Krukor med humus respektive rostjord tillfördes obehandlad vedaska motsvarande 4, 8, 12, 16 och 20 ton per ha. Askan lades ovanpå jorden. En vecka efter asktillsatsen planterades groddplantor av lönn (red maple). Efter 18 veckor bröts försöket. De översta 2 cm med olöst aska togs bort. Resterande jord homogeniserades och analyserades sedan på flera variabler. Effekten på pH var relativt ringa, mindre än ca 0,2 enheter skillnad mot kontroll (pH 4 i humus och 5 i rostjord mätt i vatten). I regel handlade det om en ökning av pH, men i humusen gav de två högsta askgivorna ett minskat pH mätt i vatten. Halten utbytbara baskatjoner ökade i båda jordmaterialen tydligt med ökande askgiva. Ökningen gällde Ca, K och Na, men ej Mg. Utbytbar Al minskade samtidigt med ökande askgiva.

Fyrtio år efter tillförsel av 10 ton obehandlad vedaska per ha till torvmark togs prov på torven för kemiska och biologiska analyser (Karsisto, 1979). Prov togs på tre djup: 0-5, 5-10 och 10-20 cm. Jämfört med kontrollen hade askan för dessa djup gett ett högre pH (0,1-0,5 enheters förhöjning från 3,3-3,5 på kontrollen), en lägre N-halt (uppemot 0,3 % lägre i absoluta tal), en högre halt av utbytbar Ca och K (ca två gångers förhöjning) och en lägre halt lösligt P. För Mg fanns ingen effekt.

Weber m. fl. (1985) studerade effekten av 10 ton obehandlad vedaska per ha på en torvmark som strax innan asktillförseln hade dränerats och plöjts (även kontrollen). Direkt efter askningen planterades Salix. Markprover tagna på djupet 0-10 cm 3,5 månader efter askningen visade att pH höjts från 4,6 (kontroll) till 5,5. Den tillgängliga fraktionen av Ca och K hade ökat med ca 50 %, dock fanns ingen ökning av P.

Olika askdosor till ett 11-årigt tallbestånd på tidigare kultiverad torvmark prövades av Ferm m. fl. (1992). Obehandlad barkaska tillfördes i givorna 1, 2, 5, 10 och 20 ton per ha. Tretton år därefter gjordes flera studier, bland annat av markkemin. Man provtog 0-5, 5-10 och 10-20 cm djup och fann signifikanta förändringar endast i det övre. Totalhalterna av B, Ca, K, Mn och Zn var förhöjda endast för givor på 10 ton och däröver. För K gällde detta även den lätt extraherbara fraktionen. Förhöjningarna var i storleksordningen 50-200 %.

En laboratoriestudie av markegenskapernas betydelse för hur aska neutraliserar markens aciditet, och frigörelsen/fixeringen av P och K, presenteras av Ohno (1992). I studien ingick tio jordar med pH mellan 4,1 och 6,2. Sju var åkerjordar och tre skogsjordar. Alla jordarna hade relativt låga halter av organiskt C (<8 %). Till 4 g jord tillsattes obehandlad vedaska motsvarande 27 ton per ha. Vatten tillsattes och i den uppkomna suspensionen gjordes diverse mätningar under 5 minuter. Graden av neutralisation (på mol-basis) ökade linjärt med sjunkande pH, det vill säga den största neutralisationen uppkom i de jordar som initialt var surast. P som frigjordes initialt från askan fixerades snabbt av jordmaterialet. Fixeringen var störst i de suraste jordarna. Tillgängligheten hos K i vattenfasen var oberoende av jordens initiala pH. Utifrån sin studie drog författaren bland annat slutsatsen att risken är liten för utlakning av P till ytvatten.

Bramryd & Fransman (1985) utvärderade några äldre försök med tillförsel av vedaska, bland annat Hällmyren som behandlades redan på 1920-talet. Man fann ännu efter så lång tid en tydlig reduktion av markens aciditet (ca 50 %) och ett något högre pH. Där 3 ton aska tillförts syntes ingen bestående effekt på torvens surhetsgrad och näringsstatus.

Rikala & Jozefek (1990) studerade hur obehandlad vedaska respektive kalk påverkade låghumifierad torvs egenskaper för uppodling av plantor. Man tillsatte 0,5, 1, 2, 4, 8 och 16 kg aska per m³ och blandade väl. En vecka därefter studerades torvens egenskaper. Askan var avsevärt mer reaktiv än kalken och gav torven ett mycket högre ledningstal. Torvens pH ökade för askan från knappt 4 till som mest ca 8. Kalken gav ett pH som var ca en enhet lägre. Extraherbart Ca ökade med giva och i ungefär lika grad för aska och kalk. Askan gav också ökande halter extraherbart P och K med ökande giva, vilket inte var fallet där kalk tillsatts.

5.3.9 Mark- och ytvatten

När 2-3 ton lös eller stabiliserad aska tillförts per ha inom avrinningsområden med ungskog eller äldre skog har pH i avrinningsvattnet höjts med 0,2-0,3 enheter, från en nivå på 5-6. I vattnet ökar ofta halterna av ämnen som kalcium, magnesium, kalium, sulfat och klorid. Vattnets halt av nitrat har inte påverkats. I ett fall där både aska ock kalk tillfördes erhöles en minskning av nitrathalten det tredje året efter tillförel. Markvattenstudier på hygge eller plantskog har ibland gett tendenser till förhöjda nitrathalter efter tillförel av stabiliserad aska. Liknande studier av stabiliserad aska har i regel inte funnit någon tydlig effekt på markvattnets pH, vare sig i plantskog eller äldre skog. Ett exempel på ett kraftigt minskat pH i markvatten finns från en studie med nolltrycks-lysimetrar. I äldre skog har inte nitrathalten ökat i markvatten. Utomlands finns exempel på ökade nitrathalter i markvatten efter tillförel av aska, men då handlar det om lös aska i doser över 10 ton per ha. Halten baskatjoner kan öka i markvattnet, på större markdjup gäller detta särskilt K. I merparten av de svenska studier där Al har mätts verkar halten inte ha påverkats av asktillföreln. Dock finns ett exempel där halten Al ökat i relativt ytligt markvatten (25 cm). Kvoten mellan baskatjoner och Al var emellertid förhöjd.

Effekter av stabiliserade askor på vattnets pH och nitrathalt från ett antal studier sammanfattas i tabell 5:5 och 5:6.

Tabell 5:5 Effekt av stabiliserad aska på vattnets pH

Beståndstyp	Avrinningsområde	Markvatten
Hygge	ej undersökt	oförändrat eller minskar (2-5 ton/ha)
Plantskog \geq 4 år	ökar (2-3 ton/ha)	oförändrat (3 ton/ha)
Sluten skog	oförändrat (0,3 ton/ha) eller ökar (2,2 ton/ha)	oförändrat (1-6 ton/ha)

Tabell 5:6 Effekt av stabiliserad aska på vattnets nitrathalt

Beståndstyp	Avrinningsområde	Markvatten
Hygge	ej undersökt	oförändrat eller ökar (2-5 ton/ha)
Plantskog \geq 4 år	oförändrat eller minskar (2-3 ton/ha)	minskar/oförändrat/ökar (3 ton/ha)
Sluten skog	oförändrat (0,3-2,2 ton/ha)	oförändrat (1-6 ton/ha)

Effekter på mark- och ytvatten i undersökningar utförda i Hälsingland rapporteras av Rosén m. fl. (1993). Man arbetade dels med nolltryckslysimetrar, dels med ett helt avrinningsområde. I lysimeterstudien prövade man två askdosor och följde under fyra år effekten på markvattnet under humus, blekjord och rostjord. Askan var granulerad vedaska från Eskilstuna. Aska gavs

vid två tillfällen. Den lägsta askdosen var totalt 2 ton aska, fördelat på 1 ton 1988 och 1 ton 1990. Den högsta dosen var 2+3 ton/ha. Vid det första tillfället gavs askan i kombination med 50 kg N/ha i form av ammoniumnitrat. Efter asktillförseln minskade pH med som mest en enhet, från en nivå på 5,5-6. Effekten syntes under alla tre horisonterna och efter båda askningstillfällena. Effekten varade åtminstone två år efter askning. Man såg ingen tendens till ökade nitrathalter i lysimetervattnet. I avrinningsområdet, som var avverkat åtta år tidigare och beväxt med plant/ungskog, tillfördes med helikopter 1 ton aska/ha 1989 och 2 ton/ha 1991. Askan var densamma som i lysimeterstudien. I avrinningen från detta område fanns en tendens till ökning av pH på uppemot 0,2-0,3 pH-enheter. Uppföljningen varade ca ett år efter den andra tillförseln. Författarna trodde att skillnaden i resultat mot lysimetervattnet berodde på att aska hamnat i bäcken eller intill i utströmningsområdet. Inte heller i detta fall syntes någon effekt på nitrat i vattnet. Resultaten från avrinningsområdet behandlas också av Eriksson (1996a) där ytterligare ca ett år (till och med 1993) finns med i uppföljningen. Där bekräftas resultaten vad gäller pH och nitrat. Dessutom menar författaren att en viss ökning av avrinningsvattnets K-halter kan skönjas.

Två krossaskor (Nymölla och Perstorp) prövades i dosen 3 ton/ha på hyggen i åldern 4-8 år av Arvidsson & Lundkvist (1997). Hyggen var spridda över landet. Provytorna var små, 9-16 m², och på varje yta fanns en undertryckslysimeter anbringad på 50 cm djup. Prov på markvattnet togs en gång före behandling och sedan fyra gånger per år under ca tre år efter behandling. På tre av de tretton försökslokalerna observerades pH-minskningar, på två lokaler ökade pH och på åtta var det ingen effekt. Tyvärr redovisas inget om storleken på de förändringar som observerades. På åtta av de tretton lokalerna fanns det inget nitrat i markvattnet. På resterande fem lokaler iaktogs följande förändringar av nitrathalten: en långvarig förhöjning (2-5 gånger) där Nymölla-aska tillförts på en lokal av blåbärstyp i Småland, en kortvarig ökning för båda asksorterna på en lokal av grästyp i Halland, en minskning för aska Perstorp på en lokal av örtyyp i Medelpad, ingen effekt på en lokal av örtyyp i Halland och slutligen ett mycket svårtytt resultat på en lokal. Nitratvärdena förlopp visar generellt att det hade varit bra med en längre referensperiod före behandling. Halterna av baskatjoner i markvattnet ökade tydligt efter askbehandlingen. Som mest låg halterna ca sex gånger över kontrollen nivå. Efter de tre årens uppföljning var halterna åter relativt nära kontrollens nivå. Markvattnets innehåll av Al påverkades ej av asktillförseln.

Effekten av pelleterad aska på markvattnet på ett ett-årigt hygge i Blekinge (Farabol), som planterats direkt efter helträdsavverkning, undersöktes av Ring & Nohrstedt (1996). Askdosen var 4,2 ton per ha. Askan var flygaska från barkförbränningen vid Vänerply i Otterbäcken. Pelletsen innehöll förutom aska också 15 % kompost av sopor och rötslam. Med askan tillfördes därigenom en liten kvävegiva, 17 kg/ha, varv merparten torde ha varit organiskt bundet kväve. Markvattnet provtogs ett år före behandling och tre år efter med hjälp av undertryckslysimetrar på 50 cm djup. Proverna analyserades på pH, ammonium, nitrat, Ca och sulfat. Av dessa ämnen syntes endast nitrat påverkas av asktillförseln. Inga skillnader mellan försöksleden var säkerställda. Det följande var således endast tendenser. Under de två första åren efter asktillförseln var nitralthalterna i medeltal ungefär dubbelt så höga som på kontrollen för att därefter återgå till kontrollens nivå. I detta försök fanns också ett försöksled där hyggesriset lämnades kvar i samband med avverkningen. I detta försöksled var nitralthalterna under de två första åren efter avverkningen lika med kontrollens halter. Under det tredje hyggesåret ökade halterna upp till askledets nivå, för att därefter sjunka tillbaka till kontrollens nivå samtidigt som askledet. Totalt låg således askledet på en förhöjd nivå under en längre tid än risledet, varför man kan anta att det förra gav en högre kväveutlakning.

Jacobsson & Ring (1995a,b) rapporterar om två försök i medelålders barrskog på fastmark. Ett av försöken ligger i Halland och ett i Västerbotten. Granulerad vedaska (Eskilstuna) i dosen 1-6 ton/ha hade tillförts. Man följde markvattnets halt av olika ämnen upp till fyra år efter

behandling. Markvattnet provtogs på 50 cm djup med hjälp av undertryckslysometrar. För flertalet analyserade variabler (pH, Al, nitrat, Ca, Mg, sulfat, fosfat) hade asktillförseln ingen tydlig effekt. Den enda mer entydiga förändringen var en ökad halt av K. Som mest noterades halter ca 4-5 gånger högre än i kontrollen. Förhöjningen syntes i stort sett avklinga under de fyra år som uppföljningen pågick. Tungmetallerna Cd, Cu och Pb analyserades också men behandlas på annan plats.

Effekten av två olika givor av krossaska från Perstorp, 3 och 6 ton/ha, på markvattnets sammansättning prövades i ca 40-årig granskog på moränmark i närheten av Asa i Småland (P.-E. Larsson IVL-Aneboda, muntl. medd.). Markvattnet provtogs på 25 cm djup med undertryckslysometrar. Uppföljningen pågick under två år efter behandling. Man fann under det första året en svag minskning av pH, ca 0,05-0,1 enhet, för båda givorna, men mest för den låga. Under det andra året var pH åter i nivå med kontrollens värde på 4,5. Halten Ca var från dubbelt så hög till som mest fem gånger så hög på de askade ytorna som på kontrollen. Ökningen var störst för den högsta givan. För båda givorna minskade skillnaden mot kontrollen med tiden, för att efter två år vara två-tre gånger högre än kontrollen. Halten K ökade under det första året med 50-100 % för att under det andra året åter vara i nivå med kontrollen. Halten Al ökade för båda doserna med ca 50 %. För den låga dosen fanns en tendens till avklingning med tiden, men för den höga dosen var förhöjningen stabil under hela perioden. Kontrollens halt var ca 2 mg/l. Kvoten mellan baskatjoner och aluminium ökade som ett resultat av askningen, som mest med mellan 50 och 75 %. För den låga givan varade förhöjningen endast ca ett år, och för den höga givan 1,5 år. Kontrollens kvot låg mellan 0,5 och 1 (molbasis).

Westling & Hultberg (1990/91) undersökte effekten på avrinningsvattnets sammansättning efter en låg dos aska tillförd som slurry. Undersökningen utfördes i Småland (Aneboda). Askan var i huvudsak från ek och tillförseln 0,3 ton/ha. Med denna dos tillfördes bland annat 29 kg K och 1,5 kg S per ha. En uppföljning gjordes av vattenkemin under tre år efter behandling. Askbehandlingen gav överlag inga effekter på det avrinnande vattnet. Den enda tydliga effekten var att sulfathalten var förhöjd under hela det första året. Då lakades hela den tillförda mängden sulfat ut.

En undersökning i Värmland, där ett ca 20 ha stort avrinningsområde behandlats med 2,2 ton granulerad vedaska från Eskilstuna per ha, redovisas av Fransman & Nihlgård (1995). Ett liknande obehandlat område utgjorde kontroll. Områdena var beväxta med ca 100 år gammal barrblandskog. Askspridningen skedde 1988 från helikopter och en uppföljning av avrinningsvattnets sammansättning pågick därefter under sju år. Man undersökte också markvattnets sammansättning på 30 cm djup med hjälp av undertryckslysometrar. Surhetsgraden i avrinningsvattnet minskade successivt under ett par år efter asktillförseln, för att sen ligga stabilt på en lägre nivå än kontrollen. Minskningen av surhetsgraden uttryckt i vätejonkoncentration var ca 30 %. Skillnaden mot kontrollen var säkerställd. Uttryckt i pH-värde hade det behandlade området ett pH som var ca 0,2 enheter högre än kontrollens. I markvattnet fanns det däremot en motsatt tendens, att askningen gav ett lägre pH. Skillnaden var ca 0,1 enhet, vilken ej var säkerställd. I avrinningsvattnet ökade halten av såväl Ca (50 %) som K (30 %) som ett resultat av asktillförseln. Ökningen var säkerställd bara för Ca. I markvattnet fanns ingen påverkan av askan på halten Ca och K. För andra variabler som studerades, till exempel Al, fosfor och oorganiskt N, erhöles inga tydliga effekter, vare sig i avrinnings- eller markvattnet.

Aska i kombination med kalk prövades i avrinningsområden på moränmark i Götaland (Westling & Orth, 1997). Man studerade dels tre behandlade avrinningsområden i äldre granskog, dels tre behandlade avrinningsområden i 4-7 år gamla granplanteringar. Det saknades kontroller för områdena i den äldre skogen. Därför användes ett liknande obehandlat område i Aneboda som jämförelse. För var och en av granplanteringarna fanns dock en

kontroll. I den äldre skogen spreds per ha ca 2 ton granulerad vedaska från Eskilstuna tillsammans med 3-4 ton krossad dolomitkalk från Glanshammar.

På planteringarna spreds per ha 2-3 ton krossaska (Eskilstuna/Mörnum) och ca 2 ton kalk (Mg-kalk; kalcit+dolomit). I och med att endast kombinationen aska och kalk prövades kan man inte uttala sig om effekten av vardera medlet för sig. Spridningen gjordes med helikopter eller skotare. Uppföljningen av vattenkemin startade året innan behandling och varade fyra-fem vegetationsperioder efter behandling i den äldre skogen och tre på granplanteringarna. I avrinningen från den äldre skogen ledde behandlingen troligen till ett högre pH (mindre vätejoner), och högre halter av Ca och Mg. En tendens fanns också till ökning av sulfat och klorid. Vattnets halt av oorganiskt N, P och Al påverkades ej tydligt. I avrinningen från planteringarna minskade halten vätejoner (-50 %) och ökade halten Ca (10-40 %), K (0-40 %) och sulfat (5-20 %). Det tredje året efter behandling minskade halten nitrat med 85 %, vilket författarna trodde berodde på en ökad hyggesvegetation efter behandling. Ett frågetecken i studien är i vilken mån de effekter som erhöles i avrinningen berodde på spridning av aska och kalk i eller strax intill de avvattnande bäckarna. Ett annat är hur mycket av effekterna som kan tillskrivas askan. Effekter på tungmetaller i avrinningen behandlas på annan plats.

Kahl m. fl. (1996) studerade effekter av olika doser obehandlad vedaska tillförda till ett 25-årigt lövblandbestånd i Maine, USA. Doserna var 6, 12 och 18 ton/ha. Marken var en sandig podsol. Undertryckslysimetrar fanns på 15 cm djup, vilket var mitt i rostjorden. Prover på markvattnet togs vid sex tillfällen under en 20-månaders period som följde på askningen. De två högsta givorna och då särskilt den allra högsta gav tydliga effekter i markvattnet, bland annat ökade pH, konduktiviteten och halterna av samtliga baskatjoner, nitrat och sulfat. Halten nitrat-N ökade som mest från nära noll till 2 mg/l och pH som mest från 5,7 till 7,7. De flesta effekterna var övergående och ebbade ut inom ett kvartal. Vid mätperiodens slut var pH fortfarande avsevärt förhöjt för den högsta givan. En ökning noterades då också för den näst högsta givan. Författarens slutsats utifrån effekterna på markvattnet var att 6 ton/ha var en lämplig tröskelgiva, över vilken man inte bör gå.

Williams m. fl. (1996) redovisar en amerikansk studie med relativt höga doser obehandlad barkaska. Studien bestod dels av ett försök på laboratoriet med jordkolonner, dels ett fältförsök. Doserna motsvarade i båda fallen 11, 22 och 44 ton aska per ha. I kolonnförsöket användes 43 cm höga kolonner med en diameter på 6 cm. Jorden var sandig (sandy loam) och askan blandades in i det översta, 2,5 cm tjocka jordlagret. Kolonnerna lakades med 10^{-5} M oxalsyra pH 5,2 respektive CaCl_2 (200 mg/l) pH 6,1 motsvarande två års nederbörd. Prover analyserades kontinuerligt. I lakvattnet uppmättes initialt höga halter av speciellt Ca och K. För högsta dosen var halterna 14 respektive 30 mg/l. Halten ökade med giva. Effekten ebbade ut efter ca 1500 mm lakvätska. Efter 2600 mm hade 5 % av det Ca och 20 % av det K som tillförts med askan lakats ut (gissningsvis avser detta den största utlakningen bland de olika givorna som ingick, men detta anges ej klart i rapporten). För analyserade anjoner (klorid, sulfat, nitrat, fosfat) syntes inga tydliga effekter. Fältstudien bestod av ett parcellförsök med samma doser av aska som ovan. Askan tillfördes till ett hygge som tidigare markberetts, bränts och ogräsbekämpats. Ett par månader efter askningen planterades "loblolly pine". Jordmaterialet var även i detta fall sandigt. Uppföljningen i fältstudien bestod av att prover togs av grundvattnet via rör. Grundvattenytan låg 1-2 m under markytan. Prover togs varannan vecka eller en gång per månad under ca 15 månader efter askningen. Följande entydiga genomsnittliga ökning av halten observerades under perioden: nitrat-N ökade från 0,7 till 0,8-1,1 mg/l, sulfat-S ökade från 1,6 till 3,6-4,6 mg/l, och K ökade från 0,5 till 0,6-0,7 mg/l. I rapporten behandlades också tungmetaller. De behandlas nedan.

En studie av hur gödsling med obehandlad vedaska påverkar kvaliteten på avrinnande vatten från en utbruten torvmark som återbeskogats rapporteras av Nilsson & Lundin (1996). En starrmyr (Flakmossen, Värmland) har sedan 1920-talet varit föremål för torvtäkt. Torvlagret

var ursprungligen ett par meter tjockt och överlagrade sand. I början av 1980-talet, efter avslutad täktverksamhet, återbeskogades en del av det utbrutna området på ett konventionellt sätt, med dikning följt av en tilläggning för plantering med tall och därefter en punktvis gödsling av plantorna med PK. En ungefär lika stor del återbeskogades mer intensivt. Efter dikning tillfördes 23 ton aska och 0,4 ton råfosfat per ha. Halva ytan (i 1 m breda band) frästes därefter ner till 30 cm djup. I samband med fräsningen tillfördes dessutom 0,25 ton superfosfat per ha. Området planterades med sex olika trädslag (gran, tall, björk, al och två arter salix). Författarna drar slutsatser om effekter av gödslingen genom att jämföra de två delområdena. Ett problem är här dock att hela tre faktorer skiljer mellan delområdena, nämligen gödsling, fräsning och trädslag. En effektuppföljning gjordes under ca sex år i grund- och ytvatten. Grundvattenprover togs tre gånger per år och ytvattenprover månatligen. I grundvattnet var halterna från det gödslade delområdet i många fall högre än från jämförelseområdet. Som ett medeltal för sex år observerades högre K (5-6 gånger), högre Al (7 gånger), högre B (15 gånger), högre ammonium-N och total-N (+50 %), högre oorganiskt P (ca 20 gånger) och total-P (3,5 gånger). Halterna av Mn och Zn var lägre (-30 %). Flera av dessa ämnen uppvisade också högre halter nedströms det gödslade delområdet än nedströms jämförelseområdet. Ökningarna var dock inte så stora relativt sett (10-150 %) vilket bland annat kan bero på att de olika delområdena ingick i varandras avrinningsområdena. En kvantifiering av transporter från de olika delområdena separat är ännu ej gjord.

5.3.10 Tungmetaller

Hur totalhalterna av tungmetaller i marken påverkas av asktillförsel är lite studerat. I de två studier som gjorts antyds en viss ökning. Lätt extraherbara fraktioner kan öka eller minska. Det finns ibland en tendens till att höga givor ger lägre halter av lätt extraherbar fraktion än för obehandlad kontroll. En temporärt ökad biologisk tillgänglighet av tungmetaller synes dock ofta uppkomma tiden närmast efter asktillförsel (1-2 år), även för granulerad aska. Tecken på detta är ökade halter i årsbarr, vissa svampar, enchytraeider och markvatten. Tecken på ökade halter finns också från studier av vatten i några avrinningsområden, men då hade kalk också tillförts. Om den ökade tillgängligheten är orsakad av tungmetaller från askan eller utbyteseffekter i marken är inte klarlagt. Resultat från lakförsök tyder på att ursprunget kan variera mellan metallerna. För Cd och Zn synes det i huvudsak vara marken. Halten tungmetaller i blad av lingon och blåbär har inte ökat på grund av asktillförsel (en studie, 7-8 år efter tillförsel). En svag tendens till ökning kan dock skönjas för blåbärets bär (en studie, två och tretton månader efter tillförsel). Den pH-höjning som askan orsakar kan eventuellt minska mikroorganismers känslighet för tungmetaller.

I finsk studie (Fritze m. fl., 1995) tillfördes 1, 2,5 och 5 ton obehandlad vedaska till en tallskog av blåbärstyp. Jordmånen var en podsol på en sandig mark. Humustäcket var 3 cm. Tre år efter behandlingen provtogs humusen. Till humusen från de olika försöksleden tillsattes stigande koncentrationer kadmium för att testa respirationens känslighet för kadmium och om den påverkades av asktillförseln. Till kontrolljorden behövde 1 mg Cd per g TS humus tillföras för att halvera respirationen (EC_{50}). Askbehandlingen minskade respirationens känslighet för kadmium. Effekten var säkerställd endast för den högsta givan. Författaren ansåg att orsaken till denna förändring var att det högre pH-värdet medförde en minskad biologisk tillgänglighet för kadmium.

Nilsson & Eriksson (1997b) prövade om tungmetallhalten i blåbär (bären) påverkades av tillförsel av olika doser och typer av askor. Man prövade såväl lösa som aggregerade askor i dosintervallet 2-8 ton/ha. Försöket låg i ett barrblandbestånd i Uppland. Jordmånen var en brunjord som utvecklats i en grovmo. I de ytligaste markskikten var $pH(H_2O)$ ca 5. Blåbär plockades två respektive tretton månader efter asktillförseln. Man analyserade Cd, Cu, Pb och Zn.

Halterna uppvisade stor variation och man fann inga säkerställda behandlingseffekter. I medeltal för de fyra upprepningarna låg dock oftast försöksleden med aska högre än kontrollen. Enda undantaget var Cd och Zn efter två månader, då kontrollen hade det högsta värdet. Det fanns ingen genomgående tendens till skillnad mellan lös aska och granulerad aska av samma ursprung och ej heller till ökande halt med ökande giva. Här var dock Pb ett undantag. Inga analyser gjordes tyvärr av andra växtdelar, vilka normalt svarar tidigare än frukten. Försöksplatsens representativitet kan diskuteras. I markens ytskikt var pH ca en enhet högre än vad som är normalt. Surhetsgraden är viktig för askans upplösning (jfr Ohno, 1992).

Effekter på tungmetaller (Cd och Zn) i vegetation, mark och vatten i undersökningar utförda i Hälsingland rapporteras av Rosén m. fl. (1993). Man arbetade dels med nolltryckslysimetrar, dels med ett helt avrinningsområden. I lysimeterstudien prövade man två askdosor och följde under fyra år effekten på markvattnet under humus, blekjord och rostjord. Askan var granulerad vedaska från Eskilstuna. Aska gavs vid två tillfällen. Den lägsta askdosen var totalt 2 ton aska, fördelat på 1 ton 1988 och 1 ton 1990. Den högsta dosen var 2+3 ton/ha. Vid det första tillfället gavs askan i kombination med 50 kg N/ha i form av ammoniumnitrat. I vattnet under humusen respektive blekjorden erhöles tydliga öknings av halterna Cd och Zn efter asktillförseln. Halterna var nära tio gånger kontrollens halter efter den första asktillförseln. Efter den andra askbehandlingen erhöles inga tydliga öknings av halterna. Skillnaden i effekt mellan tillfällena kan bero endera på det att det kväve som tillfördes första gången hade en avgörande roll eller att det Cd som kom ut var från en utbytbar pool i marken och att denna till sin huvuddel hade förträngts redan av den första tillförseln av aska i kombination med kväve. Varaktigheten av förhöjningarna efter den första tillförseln framgår ej. Data redovisas endast för två månader efter respektive askningstillfälle. Eftersom nästan ingen förhöjning observerades vid den andra tillförseln, torde förhöjningen efter den första tillförseln ha avklingat innan dess. I avrinningsområdet, som var avverkat åtta år tidigare och beväxt med plant/ungskog, tillfördes med helikopter 1 ton/ha 1989 och 2 ton/ha 1991. I avrinningen från detta område såg man ingen effekt på halterna av Cd och Zn. Tyvärr redovisades det inte under hur lång tid efter behandlingen som denna uppföljning avsåg.

Eriksson (1996) redovisar ett lakförsök med två krossaskor, en från Perstorp och en från Ljungby. För askan från Perstorp prövades två fraktioner (0-2 mm respektive 2-5 mm). Försöket gjordes i två serier med kolonner fyllda med sand, varav en hade ett förna-mårlager på toppen och den andra ett lager med kvartssand. Askan lades i finmaskiga nylonpåsar vilka placerades under förnalagret respektive inbäddade i kvartssand. Askmängden motsvarade en askgiva på 4 ton/ha. Kolonnerna bevattnades under fem månader med en nederbördsmängd motsvarande lika många år. Lakvatten samlades upp kontinuerligt för analys av bland annat tungmetaller. I kolonnserien med förna+mår erhöles under den första månaden kraftiga öknings (5-10 gånger) av Cd och Zn när Perstorpsaska tillförts. Den fina askan gav större haltökning än den grova. Därefter gick halterna ner i nivå med kontrollen. Ljungby-askan gav ingen effekt och i kolonnserien utan förna+mår gav ingen av askorna någon effekt. Dessa resultat kan tyda på att det är Cd och Zn i måren som förträngs av den mer lösliga Perstorps-askan. En alternativ förklaring kan vara att det är de organiska syrorna i måren som gör att de två tungmetallerna löses ut. För Cr är bilden annorlunda. I detta fall erhöles tydliga haltökning av båda askorna i båda kolonnserierna. Detta tyder på att Cr i lakvattnet till stor del kom från askan. Även Pb analyserades, men låg i samtliga fall under detektionsgränsen.

Från försöket i Flakaliden, som behandlats med 3,6 ton granulerad vedaska per ha två år tidigare, togs markprover för analys av totalhalten Cd (Rosén m. fl., 1993). För förnan och humusen redovisas en 20-25 % förhöjning av Cd-halten där aska tillförts. Skillnaden mot kontrollen var inte signifikant. Kontrollens nivå var ca 0,7 ppm. Man samlade ungefär vid samma tidpunkt också in bär av lingon av blåbär för Cd-analys. Man fann för bären ingen skillnad mellan askade ytor och kontrolltor.

Temporärt förhöjda Cd-halter i enchytraeider (småringmaskar) efter asktillförsel, eller tendenser därtill, rapporteras från flera försök (Skogaby, Asa och Flakaliden) som behandlats med granulerad aska i dosen 3-4 ton/ha (Rosén m. fl., 1993; Lundkvist, 1996, 1997). Det enda fallet där effekten var signifikant var Skogaby där halten var fördubblad ett år efter tillförsel. Året därpå var nivån ca 40 % över kontrollen, för att ytterligare efter ett år vara i nivå med kontrollen. För Asa redovisas ingen ökning ett år efter behandling, men en 50 %-ig ökning det andra året. För Flakaliden observerades en 20 %-ig ökning det första året efter asktillförsel, men året därpå var halten i nivå med kontrollens värde. I både Asa och Flakaliden hade askytorna förutom askan årligen behandlats med en kvävegiva på 75-100 kg per ha.

De askor som användes av Rosén m. fl. (1993) och Lundkvist (1996, 1997) hade en Cd-halt på 6 ppm, vilket är en relativt normal halt (jämför Eriksson & Börjesson, 1991; Lundborg & Nohrstedt, 1995; Jönsson & Nilsson, 1996a).

Bramryd & Fransman (1995) studerade de markkemiska effekterna i ett försök med lös aska i ett 35-årigt tallbestånd i Blekinge (Ringamåla). Marken var en morän. Askan var från värmeverket i Örkelljunga och tillfördes i doserna 2, 7 och 10 ton/ha. Den högsta dosen fanns bara i en upprepning och lämnas därför åt sidan i denna sammanfattning. Markprover togs från humusen och mineraljorden (0-10 cm) före behandling och sen årligen under fem år. En avslutande provtagning gjordes efter 10 år och det är resultaten från denna som författarna presenterar. Man analyserade den tillgängliga fraktionen (0,05 M EDTA) av Cd, Cu, Pb, V och Zn i båda horisonterna. För Cd, Cu och Zn observerades genomgående tendenser till förhöjda halter, skillnaden mot kontrollen var dock undantagsvis säkerställd. För Cd var halterna i humusen i genomsnitt 8-41 % högre där 2-7 ton aska getts. För Cu erhöles en säkerställd ökning i humusen på 30-105 %. I mineraljorden var ökningen 12 till 19 %. För Zn var ökningen 45-58 % i humusen och 37-51 % i mineraljorden. För Pb och V fanns ingen antydning till effekt. Den tillförda askan höll 12 ppm Cd, 148 ppm Cu, 1080 ppm Zn, 99 ppm Pb och 31 ppm V.

Rühling (1996) tog humusprover i fem askförsök i Götaland 2-9 år efter behandling med lösa respektive granulerade askor i dosen 1-10 ton/ha. De olika asktyperna jämfördes inte inom respektive försök. Den extraherabara fraktionen (0,5 M bariumklorid) i humusen av tungmetallerna Cd, Cu, Pb och Zn analyserades. Dessutom analyserades fruktkroppar av olika svamparter med avseende på samma tungmetaller. I ett försök analyserades blad av lingon och blåbär. I försöket Dragesholm, där 3 ton lös vedaska tillförts per ha två år före provtagningen var den extraherbara tungmetallhalten i humusen förhöjd med 30-36 % för Cd och Zn på de ytor som fått aska. För Cu och Pb syntes ingen effekt. Vad gäller halter i svamp så framhåller författaren i sammanfattningen att det endast fanns ett fall av signifikant högre tungmetallhalt i svamp efter asktillförsel och det gällde Cd i pelargonspindelskivling från försöket i Dragesholm. Halten var dubbelt så hög som på kontrollen. Emellertid erhöles flera tydliga tendenser till förhöjda halter på askade ytor, vilket tyvärr inte nämns i rapporten. Författaren har dessutom använt ett tveksamt statistiskt test. Han har analyserat behandlingseffekterna med ett t-test, trots att försöket är upplagt som ett randomiserat blockförsök. De tydliga tendenserna till effekt, med p-värdena för modell och behandlingseffekt från en variansanalys enligt försökets design inlagd inom parentes, var: i pelargonspindelskivling var halten Cd 97 % ($p_{\text{modell}}=0,21$; $p_{\text{behandling}}=0,05$) och halten Zn 20 % ($p_{\text{modell}}=0,21$; $p_{\text{behandling}}=0,09$) över kontrollens halt, i sötriska var halten Cd 29 % ($p_{\text{modell}}=0,19$; $p_{\text{behandling}}=0,09$), halten Pb 186 % ($p_{\text{modell}}=0,18$; $p_{\text{behandling}}=0,06$) och Zn 19 % ($p_{\text{modell}}=0,36$; $p_{\text{behandling}}=0,16$) över kontrollens halt. Sammanfattningsvis inget säkerställt resultat, men flera fall av tydliga tendenser. I försöket Ringamåla, där doser om 2-10 ton lös vedaska tillförts nio år före provtagning, var den extraherbara fraktionen av Cd, Pb och Zn i humusen 38-96 % *lägre* på de askade ytorna än på kontrollen. Denna sänkning var tvärt emot de tendenser till ökning som Bramryd & Fransman (1995) rapporterade om för en provtagning året innan Rühlings studie. Halten Cu var i Rühlings studie lika för de två försöksleden.

Fruktkroppar från fyra svamparter analyserades och endast i ett fall fanns en antydning till påverkan.

För Cd i grynsopp var halterna 5-10 gånger högre på askade ytor, än på kontrollytorna. Materialet var dock ofullständigt. I försöket Öringe hade 2,4 ton lös vedaska tillförts per ha nio år före provtagning. Den extraherbara halten av Cd och Zn var förhöjd i humusen på askade ytor, med 42 respektive 14 %. För Cu och Pb erhöles lägre halter, 22 respektive 57 %. Tungmetallhalten i mörk nagelskivling var *lägre* på askade ytor för Cd (28 %), Cu (17 %) och Pb (32 %). Halten Zn var dock högre (32 %). I försöket Torrmyra, fanns försöksled med 3 respektive 7,5 ton lös vedaska per ha. Askan hade tillförts 7-8 år före provtagning. De extraherbara halterna av Cd, Pb och Zn var lägre på askade ytor än på kontrollen. Minskningen var mellan 6 och 88 % för den låga givan och 84 och 97 % för den höga. Halten Cu låg i samtliga fall under detektionsgränsen. Halterna av tungmetaller i blad av lingon och blåbär var lika för kontroll- respektive askytor. I försöket Torup, där ett försöksled behandlats med 3 ton granulerad vedaska tre år före provtagningen, syntes ingen tydlig skillnad mellan askade ytor och kontrollytor, vare sig i humusen eller i svartriska.

Två krossaskor (Nymölla och Perstorp) prövades i dosen 3 ton/ha på hyggen i åldern 4-8 år av Arvidsson & Lundkvist (1997). Hyggen var spridda över landet. Markprover togs efter två år. Förnan togs bort och man tog prov på de övre fem cm därunder. På detta material mättes halten Cd (fraktion extraherad med 1 M NH_4Cl). När det gäller medeltalet av alla upprepningar per lokal så var det genomgående förhöjt där askan från Perstorp givits. Halten var i medeltal 50 % högre. På några platser var ökningen säkerställd. Förhöjningen gällde i hela 11 av 13 jämförelser. Där aska från Nymölla givits fanns ingen entydig ökning av halten Cd. Perstorp-askan hade en högre Cd-halt än Nymölla-askan (10,4 respektive 5,4 ppm).

Jacobsson & Ring (1995a,b) rapporterar om två försök i medelålders barrskog på fastmark. Ett av försöken ligger i Halland (Torup) och ett i Västerbotten (Vindelns). Granulerad vedaska i dosen 1-6 ton/ha hade tillförts. Man följde halter av olika ämnen, bland annat tungmetallerna Cu, Zn och Cd i årsbarr upp till fyra år efter behandling. Medelhalten för upprepningarna var oftast högre på de askbehandlade ytorna än på kontrollen, särskilt under de två första åren efter behandling. Effekten var endast undantagsvis säkerställd och något tydligt samband mellan dos och respons kunde inte ses. I dessa två försök studerade man också markvattnets halt av Cd, Cu och Pb. Markvatten provtogs i undertryckslysimetrar anbringade på 50 cm djup. Inga effekter av askan observerades för Cu och Pb. I försöket i Västerbotten såg man vid en provtagning (ca 10 månader efter behandling med vinter emellan) en tydlig ökning av Cd-halten. Halten i kontrollen var $< 0,1 \mu\text{g/l}$ för kontrollen, drygt 0,5 för givan 1 ton aska/ha och drygt 1,5 för givorna 3 och 6 ton/ha. Vid nästa provtagning efter någon månad och därefter var halterna nere i nivå med kontrollens halt.

Ytterligare analyser av tungmetallhalter i årsbarr redovisas för de nämnda försöken Torup och Vindelns av Jacobson (1997c), nu för hela sju år efter behandling. Dessutom redovisas data från ett försök i Bergslagen (Riddarhyttan) upp till två år efter behandling. I sistnämnda försök har krossaska i doserna 3, 6 och 9 ton/ha, liksom pelleterad aska i dosen 3 ton/ha, prövats. Säkerställda ökningsar av vissa tungmetaller erhöles under några av de studerade åren i alla tre försöken, oftast gällde det Cd och Zn. Flertalet ökningsar av halten av dessa två metaller var under 70 %. I något fall (Co i Vindelns) erhöles en säkerställd minskning.

Aska i kombination med kalk prövades i avrinningsområden på moränmark i Götaland (Westling & Orth, 1997). Man studerade dels tre behandlade avrinningsområden i äldre granskog, dels tre behandlade avrinningsområden i 4-7 år gamla granplanteringar. Det saknades kontroller för områdena i den äldre skogen. För var och en av granplanteringarna fanns dock en kontroll. I den äldre skogen spreds per ha ca 2 ton granulerad vedaska från Eskilstuna tillsammans med 3-4 ton krossad dolomitkalk från Glanshammar. På planteringarna

spreds per ha 2-3 ton krossaska (Eskilstuna/Mörnum) och ca 2 ton kalk (Mg-kalk; kalcit+dolomit). Spridningen gjordes med helikopter eller skotare. Uppföljningen varade fem vegetationsperioder i den äldre skogen och tre på granplanteringarna och inkluderade vattenkvalitet, en översiktlig florainventering, barranalys och markkemi. I och med att endast kombinationen aska och kalk prövades kan man inte uttala sig om effekten av vardera medlet för sig. Tungmetallerna Cu och Zn analyserades i årsbarr från den äldre skogen, i markprover och i avrinningsvatten. Barrprover togs dels före behandling, dels efter fem år. Som kompensation för avsaknad av egentliga kontroller, togs barrprover i jämförbara intilliggande bestånd. Proverna indikerade en ökning av halten Zn med 14 % och Cu med 25 %, men variationen var stor. Markprover togs både i den äldre skogen och på planteringarna, både före behandling och efter fem år. Analys gjordes av Cd, Cu och Pb, på markprover från planteringarna tyvärr endast vid det senare tillfället. Resultaten från den äldre skogen lämnas därhän, då de ej alls verkar tillförlitliga (antydts fördubblade halter i humusen och halverade halter ner till 30 cm i mineraljorden, som resultat av behandlingen). För planteringarna antydts i medeltal en ökning av totalhalterna Cd, Cu och Pb i humusen med respektive 25, 9 och 23 % i de behandlade områdena. Endast för Pb var totalhalten störst efter behandling i samtliga tre delområden. Författarna själva ifrågasätter ökningen då förändringen är större än tillförseln med behandlingen. I avrinningen från den äldre skogen analyserades As, Cd, Cu, Pb och Zn. I avsaknaden av egentliga kontroller får här en jämförelse göras mot halterna före behandling. Sådana fanns endast för två av de tre delområdena (Hemsjöhult och Torp). I Hemsjöhult antydde ökningar för As, Cd, Cu och Zn. Det första året efter behandling var de volymvägda medelhalterna från 30 % (Zn) till två gånger (Cu) högre än under året innan behandling. I Torp antydde ökningar As, Cd och Cu. Det första året efter behandling var halterna från 50 % (Cu) till fyra gånger (Cd) högre än innan behandling. För As verkade halten öka ytterligare under åren därefter. När det gäller avrinningen från planteringarna gjordes inga analyser av tungmetaller.

Silfverberg & Issakainen (1991) redovisar en korttidsstudie där man 2-3 månader efter asktillförsel studerade hur åtgärden påverkade sammansättning och skörd av blåbär och lingon. Askdosen var 10 ton/ha och bestod av björkvedsaska. Cd-halten var 31 ppm. Vad gäller bärens halter av Cd och Pb redovisas de inte tydligt, men man säger svepande ungefär att de erhållna halterna efter asktillförseln inte nådde de gränsvärden som satts för konsumtion. Av detta får man intrycket att halterna faktiskt ökade, men det är oklart med hur mycket. Man redovisar också data över tungmetallanalyser från sex olika halvpraktiska mineral- och torvmarksförsök där aska tillförts 3 månader tidigare. I skiktet 0-10 cm fanns man förhöjda halter av Zn, ca en fördubbling på mineraljordslokalerna och en femfaldig ökning på torvjordslokalerna.

Bramryd & Fransman (1985) utvärderade några äldre torvmarksförsök med tillförsel av lös vedaska, bland annat Hällmyren som behandlades med en hög giva (12 ton/ha) redan på 1920-talet. Man undersökte också ett antal avsevärt yngre finska försök med lägre givor (3-10 ton/ha). I flera fall kunde man se att tidigare asktillförsel fortfarande efter lång tid innebar förhöjda halter av tungmetaller, i såväl barr eller blad, som i torven. Det gällde särskilt Cd och Cr.

Vedaska har prövats som gödselmedel i samband med energiskogsodling på torvmark (Bramryd, 1985). Man hade försök på fyra platser, två i Skåne, en i Västmanland och en i Gästrikland. Vid försöksstarten var torvytan kal. Man gjorde då en grundkalkning plus en behandling med 10 respektive 30 ton lös vedaska per ha. Vedaskan kom från Växjö värmeverk och höll 21 ppm Cd, 52 ppm Cu, 19 ppm Pb och 1130 ppm Zn. Kalken och askan frästes ner ca 30-40 cm i torven. Därefter planterades sticklingar av Salix. I ett försöksled askades det varje år, med ovan angiven dos, medan ett bara fick aska vid starten. Torvprover togs efter ett, två och tre år, vilka analyserades med avseende på totalhalten av tungmetaller. I skiktet 0-30 cm iaktogs mycket stora ökningar för flertalet analyserade tungmetaller. Förändringen var

större för den årliga asktillförseln än för engångsgivan. Kadmium var den metall för vilken den största ökningen erhöles, 10-20 gånger kontrollens nivå.

Tungmetallhalterna mättes också i stam och blad av *Salix*. Även i detta fall erhöles stora ökningsar, som mest för Cd, Cr och Cu, för vilka halten ökade 5-10 gånger.

Ovan nämnda studie av Weber m. fl. (1985) observerade en högre halt koppar i torv där 10 ton obehandlad vedaska tillförts 3,5 månader före provtagning. Halten var 17 µg/g på ytorna med aska och 10 µg/g på kontrollytorna. Extraktionen hade gjorts med 0,2 M ammoniumoxalat pH 3,3. Med askan hade 3,2 kg tillförts per ha. Kobolt, zink och molybden uppvisade ingen förhöjning, trots att i fallet zink tillförseln var dubbelt så stor som för koppar och att halterna var av ungefär samma storleksordning. .

Williams m. fl. (1996) redovisar en amerikansk studie med relativt höga doser obehandlad barkaska. Studien bestod dels av ett försök på laboratoriet med jordkolonner, dels ett fältförsök. Doserna motsvarade i båda fallen 11, 22 och 44 ton aska per ha. I kolonnförsöket användes 43 cm höga kolonner med en diameter på 6 cm. Jorden var sandig (sandy loam) och askan blandades in i det översta, 2,5 cm tjocka jordlagret. Kolonnerna lakades med 10⁻⁵ M oxalsyra pH 5,2 respektive CaCl₂ (200 mg/l) pH 6,1 motsvarande två års nederbörd. Prover analyserades kontinuerligt. För analyserade tungmetaller syntes inga tydliga effekter. (Det anges inte tydligt vilka tungmetaller som analyserades i kolonnförsöket, men gissningsvis var det samma som i grundvattenstudien; se ovan under avsnitt 5.3.9). Fältstudien bestod av ett parcellförsök med samma doser av aska som ovan. Askan tillfördes till ett hygge som tidigare markberetts, bränts och ogräsbekämpats. Ett par månader efter askningen planterades "loblolly pine". Jordmaterialet var även i detta fall sandigt. Uppföljningen i fältstudien bestod av provtagning av grundvattnet via rör. Grundvattenytan låg 1-2 m under markytan. Prover togs varannan vecka eller en gång per månad under ca 15 månader efter askningen. Analyserade tungmetaller (As, Cd, Cr, Cu och Ni) påverkades ej entydigt.

En undersökning i Värmland, där ett ca 20 ha stort avrinningsområde behandlats med 2,2 ton granulerad vedaska från Eskilstuna, redovisas av Parkman & Munthe (1996). Ett liknande obehandlat område utgjorde kontroll. Områdena var beväxta med ca 100 år gammal barrblandskog. Askspridningen skedde 1988 från helikopter och en uppföljning av avrinningsvattnets halt av bland annat totalkvicksilver och metylkvicksilver gjordes 1993-94, det vill säga 5-6 år efter behandling. Man fann ingen skillnad i detta avseende mellan avrinningsvattnet från de två områdena.

5.3.11 Radionuklider

Tillförsel av en aska, måttligt kontaminerad med bland annat ¹³⁷Cs, kan ge en tydlig ökning av radioaktiviteten i ytliga marklager i en skog med tidigare låg markbeläggning.

En studie av hur tillförd aska påverkar förekomsten av radioaktivitet i ett skogsbestånd utfördes i Skogaby-försöket i Halland (Ravila & Holm, 1996). Försöksbeståndet utgörs av ca 30-årig gran och ligger i en del av landet som knappast alls påverkades av nedfallet från Tjernobyl. Ett försöksled utgörs av granulerad vedaska från Eskilstuna. Askan hade vid spridningen en aktivitetskoncentration för ¹³⁷Cs på 2,1 kBq/kg. Under perioden 3-5 år efter behandling med aska togs prov på återstående askgranuler, mark, markvatten och bestånd, tyvärr dock bara på en yta per försöksled (aska respektive kontroll). Askgranulerna plockades bort i samband med markprovtagningen och analyserades separat. Under 5 år hade askgranulerna förlorat mellan 11 och 24 % av cesiuminnehållet (korrigerat för sönderfall). I markproverna var det för ¹³⁷Cs en tydlig skillnad mellan kontrollytan och askytan endast om granulerna medräknades. Skillnaden förelåg endast ner till ca 2 cm djup i marken och var 2-5 gånger högre på den askade ytan. Det fanns en tendens till förhöjd aktivitet också för ⁹⁰Sr, ²¹⁴Pb och ²³⁸U.

Markvatten samlades in på 20 och 50 cm djup. Inget ^{40}K och ^{137}Cs detekterades, men väl ^{90}Sr . Det förelåg dock ingen skillnad mellan kontrollen och askytan. I trädens ovanjordiska delar fanns 40 % av det ^{90}Sr och 11 % av det ^{137}Cs som totalt observerades i ekosystemet ner till 18 cm djup. Av det ^{90}Sr som fanns i trädets ovanjordsdel förelåg $\frac{1}{4}$ i grenar och barr. Motsvarande siffra för ^{137}Cs angavs ej. Askstillförsel medförde ungefär en halvering av ^{90}Sr i barken och en fördubbling av ^{137}Cs i veden. Huvuddelen av ökningen i veden förelåg i den del av veden som bildats före askstillförseln. Detta senare tyder endera på en betydande translokering av cesium eller att en betydande skillnad förelåg redan före behandlingen med aska. En möjlighet är också att mer cesium i transpirationsströmmen fastnat i xylemets inre del än i dess yttre.

Ohno & Hess (1994) undersökte vad som hände med aktivitetskoncentrationerna av ^{137}Cs i skogsjord när aska tillsattes i ett laboratorieförsök. Man använde två jordmaterial från samma skogslokal, ett med 31 % humushalt och ett med 6 %. Värdet på pH var 4,1 (i vilken lösning pH mättes anges ej). Man tillsatte 6,4 respektive 19 g lös vedaska per kg till vardera jorden och inkuberade den under 60 veckor. Omräknad till hektar och 10 cm markdjup motsvarar den låga dosen 3,3 ton och den höga drygt 10 ton. Den låga dosen var den då högsta som tilläts i delstaten Maine i USA. Askan som tillsattes hade en aktivitetskoncentration på 3920 pCi/kg (145 Bq/kg). Tillsatsen motsvarade 25 respektive 75 pCi per kg jord, vilket kan jämföras med en ursprungsnivå på 1800 pCi i det organogena materialet och 300 pCi i mineraljorden. Endast vid den högsta dosen till mineraljorden orsakade tillsatsen en signifikant förändring av den totala aktivitetsnivån. Den tillgängliga fraktionen studerades genom att extrahera jorden med ammoniumacetat pH 3. Aktivitetskoncentrationen i denna fraktion uppvisade ingen signifikant förändring på grund av asktillsatsen. I mineraljorden fanns det dock en tydlig trend. I medeltal ökade aktiviteten från 12 till 20 respektive 26 pCi per kg jord.

5.3.12 Skogsträden

Tillförsel av aska till såväl fast- som torvmark, kan påverka skogsproduktionen. På bördiga fastmarker finns en tendens till ökad (0-15 %) produktion efter tillförsel av såväl lös som stabiliserad aska. För intermediära och svaga fastmarker är det brist på information, men en nyligen utförd tillväxtrevision på en intermediär tallståndort ger farhågor för minskad produktion på denna typ av ståndort och svagare. På torvmark erhålls i regel en betydande och uthållig ökning av skogstillväxten efter tillförsel av lös aska. Stabiliserad aska har inte prövats på torvmark. Lös aska har, med företrädesvis positiva erfarenheter vad gäller tillväxt, också prövats som gödselmedel vid beskogning av torvtäkt och vid energiskogsodling på torvmark. Ett par-tre studier på fastmark visar att lös eller stabiliserad aska i dosen 3 ton per ha kan ge en minskad mängd finrötter hos gran. Halterna av många biogena och icke biogena ämnen i årsbarr ökar snabbt efter asktillförsel, även för stabiliserad aska. Effekter av aska på föryngring är lite studerade. De synes vara små vad gäller planterat odlingsmaterial. Effekterna av aska vid sådd eller självföryngring behöver utredas.

Frögroning och plantutveckling

I Kanada har studier utförts över hur frögroning och plantutveckling påverkas av vedaska. Det rör sig om ekologiskt inriktade studier som avses bidra till förståelsen hur brand och bränning påverkar vegetationsdynamik och trädslagssammansättning. Färsk olakad vedaska hämmade tydligt frögroning hos tall (eng. "jack pine"), enligt resultat både från laboratorie- och fältstudier (Thomas & Wein, 1990). Även lakad aska kunde ibland ha en negativ effekt. I laboratoriestudien hade man gjort en pasta av aska och vatten, på vilken fröna lades. I fältstudien lades frön 5 mm ner i ett ca 30 mm tjock asklager. Efter åtta veckor fanns inga överlevande plantor i laboratoriestudien, vare sig med lakad eller olakad aska. I fält var överlevnaden lika dålig med den olakade askan, men avsevärt bättre med den lakade askan. Överlevnaden var ca 30 % med aspaska och 70 % med barrträdsaska. Bland de plantor som

överlevt på lakad aska i fält, vilket var relativt få, fanns efter 11 veckor inga stora skillnader mellan asksorter vad gäller skottets längd och längden på de primära rötterna.

Ytterligare en studie som visar att lakning av vedaskan kraftigt minskar den negativa effekten på groningen och överlevnad hos tallplantor redovisas av Thomas & Wein (1994).

Effekten av aska på frögroning och plantutveckling hos *Pinus halepensis*, *Cistus salvifolius* och *C. creticus* studerades av Neéman m. fl. (1993). Frön placerades dels i petriskålar på läskpapper fuktade med en lösning av aska i olika koncentrationer, dels i 1 L krukor med jord täckta av olika tjocka asklaget (0-5 cm). Askkan var producerad genom bränning av kvistar och barr från *P. halepensis*. I krukförsöket minskade grobarheten för alla tre arterna tydligt med ökande tjocklek på asklaget. I petriskålarna fanns ingen signifikant effekt, dock en tydlig negativ tendens för *P. halepensis*. Stam- och rottillväxten uppvisade oftast en negativ påverkan av ökande askdos. I flera fall var effekten signifikant. För *P. halepensis* var effekten entydig. För de två *Cistus*-arterna verkade den lägsta askgivan kunna gynna rottillväxten.

Båda de ovan redovisade undersökningarna torde ha relativt liten relevans när det gäller att bedöma hur föryngring påverkas av asktillförsel före eller i samband med sådd eller plantering. Därtill var askdosen alldeles för hög och dessutom var askorna ohärdade, vilket inte torde vara aktuellt i samband med asktillförsel till skog.

Granström m. fl. (1995) visade att skott- och rotvikten hos växthusodlade fröplantor av asp och sälg gynnades av ett tunt lager aska. Efter 1,5 månader var dessa vikter 2-3 gånger större för krukor med aska än för krukor utan aska.

Rikala & Jozefek (1990) studerade hur obehandlad vedaska respektive kalk påverkade låghumifierad torvs egenskaper för uppodling av plantor. Man tillsatte 0,5, 1, 2, 4, 8 och 16 kg aska per m³ och blandade väl. Tillförseln medförde ett förhöjt pH som ökade med askgiva upp till ca 8. För tall och gran som såtts i substratet minskade andelen grodda frön (7 dagar) med ökande pH (askgiva). Grobarheten hos björk höjdes något när pH höjts från 3,6 till 4,3, men däröver minskade den successivt. Andelen grodda frön efter 21 dagar var oberoende av pH (giva) för samtliga tre trädslag. För en och samma pH-nivå var groningen lika vare sig aska eller kalk var tillsatt. Efter fyra månader bestämdes plantornas höjd och totalvikt inklusive rot. För tall och gran fanns ett tillväxtmaximum i pH-intervallet 4-5. Björkplantornas tillväxt var oberoende av pH. Askkan påverkade inte skott/rot-kvoten märkbart för något av trädslagen. Vid denna tidpunkt studerades också näringshalterna i ovanjordsdelen. Halten K ökade linjärt med askdos. Halten P påverkades ej av askdos, det var snarast en tendens till minskning. Halten Zn ökade asymptotiskt. Den högsta nivån, som var ca tre gånger kontrollens värde, uppnåddes vid 4 kg aska/m³. Halterna Mn och B hade ett maximum vid samma dos, och var då också ca tre gånger kontrollen.

Ett krukförsök med asktillsats redovisas av Unger & Fernandez (1990). Krukor med humus respektive rostjord tillfördes obehandlad vedaska motsvarande 4, 8, 12, 16 och 20 ton per ha. Askkan lades ovanpå jorden. En vecka efter asktillsatsen planterades groddplantor av lönn (eng. "red maple"). Efter 18 veckor bröts försöket. Askstillsatsen hade ingen effekt på plantutvecklingen, bland annat vikten av stam, rötter eller blad. Bladanalys visade förhöjda halter av K och Na.

Resultat från ett föryngringsförsök med gran (Ambjörby, Värmland) redovisas av Ljungström m. fl. (1996). Strax före plantering hade ytor behandlats med 3 ton lös aska per ha. Efter nio år mättes totalhöjd och toppskottslängd. Båda variablerna hade ca 10 % högre värden på de askade ytorna än på kontrollerna. Skillnaden var dock inte statistiskt säkerställd.

I ett försök i Blekinge (Farabol) undersöktes överlevnad och tillväxt av planterad gran (U. Sikström SkogForsk, muntl. medd.). Ett år efter plantering tillfördes på risrensade ytor 4,6 ton pelleterad aska per ha. Efter ytterligare fyra vegetationsperioder mättes överlevnad, totalhöjd

och toppskott. Resultaten jämfördes bland annat med ytor där riset lämnades vid slutavverkningen. Det var ingen skillnad i överlevnad och tillväxt mellan risrensning+aska och konventionell avverkning med riset kvar.

Rötter

Erland & Söderström (1991a) fann ingen effekt av 7,5 ton obehandlad vedaska på tallplantors skottvikt, rotlängd och antal rotspetsar. Antalet rotspetsar per rotlängd hade dock minskat signifikant med ca 10 %. Ett-åriga sterila plantor sattes ut och plockades in efter fyra månader i fält. Studien gjordes ett år efter asktillförsel i ett tallbestånd i Småland.

Finlay m. fl. (1997) analyserade om tidigare asktillförsel påverkade upptaget av P och K i tallrötter. Plantor hade odlats 10 månader i humus från askförsöket Torup, där 3 respektive 6 ton granulerad aska tillförts sex år tidigare. Rötter inkuberades med ^{86}Rb (K-analog) respektive ^{32}P . Man fann ingen effekt på upptaget av ^{86}Rb av att aska hade tillförts. Bristen på respons kan antingen betyda att askan inte påverkat K-tillgången i marken och plantorna, eller att plantorna inte hade brist på detta ämne på försökets kontrolltytor. För ^{32}P antydde ett minskat upptag med tidigare ökande dos av aska. Detta kan tolkas som att P-tillståndet i mark och plantor var bättre på de askade ytorna. Det var dock stor variation mellan upprepningarna och det saknades statistiska test.

Clemensson-Lindell & Persson (1995) undersökte finrotmängden i ett skogsbestånd (Skogaby, Halland) på fastmark tre år efter behandling med aska. Granulerad vedaska från Eskilstuna hade tillförts i dosen 3,2 ton/ha. Prover på rötterna togs både i humusen och mineraljorden. Mängden levande finrötter (< 1 mm) hade minskat med 20 % i humusen och 30 % i de övre 5 cm av mineraljorden. Man gjorde också en klassning av rötterna med avseende på vitalitet och fann då att mängden finrötter i den högsta vitalitetsklassen hade minskat med hela 75 %. Rötterna i denna klass hade också blivit tunnare. Den specifika rotlängden hade ökat med 25 %.

Ytterligare ett exempel på en minskning av finrotmängden i ett granbestånd i Halland (Öringe) efter asktillförsel redovisas av Clemensson-Lindell & Persson (1993). Behandling med aska utgjordes av 2,8 ton lös vedaska per ha. Fem år efter asktillförseln togs markproppar ner till 30 cm i mineraljorden ur vilka rötter av olika storlek sorterades fram. I förna- och humusskiktet observerades en icke signifikant minskning av mängden finrötter (< 1 mm) med ca 30 %. Mängden grövre rötter (1-5 mm) i denna horisont var ungefär lika för askledet och kontrollen. I mineraljordsskikten 0-10 cm och 10-20 cm noterades tendenser till minskad mängd finrötter efter askning med 28 respektive 35 %. Dessa skikt hade en signifikant mindre mängd grövre rötter där aska hade tillförts. Minskningen var 50 respektive 84 %. Persson (1989) redovisar från samma försök en tidigare studie med inväxningsproppar för rötter. Propparna insamlades ett, två och tre år efter behandlingen. Efter två år var finrotmängden mindre på askytorna, men efter ett och tre år var det ingen skillnad mot kontrollen. Ytterligare tre års studier fann ingen skillnad i finrotmängd mellan aska och kontroll (Persson & Ahlström, 1994). I denna rapport redovisas också förhöjda halter av P och K i finrötterna på de ytor som askats.

Skogsproduktion och näringstillstånd

För fastmark finns det inte särskilt många rapporter över hur skogstillväxten och näringstillståndet påverkas av tillförsel av aska. Skälet är sannolikt att det sedan länge varit känt att kväve är det näringsämne som styr tillväxten. Därför har det inte funnits något intresse att askgödsla skog på fastmark i syfte att öka skogsproduktionen. Först på senare tid har kunskaperna om den pågående markförsurningen bidragit till att intresset för att tillföra aska till skogen har ökat. Därmed har det på senare tid tillkommit flera försök. Tyvärr har många av dessa försök inte pågått så lång tid att det går att bedöma mer långsiktiga effekter.

Jacobsson & Ring (1995a,b) rapporterar om fyra försök i medelålders barrskog på fastmark. Tre av försöken ligger i Götaland och ett i Västerbotten. Granulerad vedaska i dosen 1-6

ton/ha hade tillförts. Man följde stamtillväxt och halter av olika ämnen i årsbarr upp till fem år efter behandling. Tillväxten påverkades ej signifikant av askbehandlingen under nämnda period. Halterna i årsbarr tenderade i de flesta fall att öka. Det gällde dels flera makronäringsämnen (P, K, S), dels såväl biogena (Fe, Cu, Zn), som icke biogena metaller (Al, Cd). Även B ökade, men Ca och Mg minskade. Flertalet ökning är låg i intervallet 5-20 %. Försöket i Västerbotten har nyligen reviderats noggrannare (tillväxtborrning i stället för tidigare klavning) och för en längre period (sju i stället för fyra år). De nya resultaten visar en säkerställd minskning av stamtillväxten med 6-13 % efter asktillförseln (Jacobson, 1997b).

I en studie av årsbarr ett och ett halvt år efter behandling med 6 ton krossaska per ha fann man också ökade halter av många ämnen, i detta fall även Ca och Mg (P.-E. Larsson IVL-Aneboda, muntl. medd.). Undersökningen gjordes i ett 40-årigt granbestånd (Asa, Småland). Askan var från Perstorp.

I ett försök i gammal granskog som flyktigt redovisas av Malmström (1953) fann man under en fyra-års period ingen tydlig effekt av aska på grundytetillväxten. Inga närmare uppgifter om asktyp, giva eller beståndsegenskaper redovisas.

Sikström (1992a) redovisar två försök med speciellt låga givor (0,3-0,5 ton/ha) av lös aska. Försöken låg i ett tallbestånd i Hälsingland och ett granbestånd i Småland. Grundytreaktionen uppmättes fyra-fem år efter behandling. Askan hade ej påverkat tillväxten. Vid analys av barrrens innehåll av makronäringsämnen under 2-3 år efter behandling fann man inga effekter av asktillförseln (Sikström, 1992b).

I Skogaby-försöket i Halland gjordes en behandling med 3,2 ton granulerad vedaska per hektar. Askan var granulerad med cement. Det drygt 30-åriga granbeståndet hade efter fyra år (1993) inte uppvisat någon säkerställd reaktion på askbehandlingen vad gäller stamtillväxt och barrrens näringshalt (Rosén m. fl., 1993; H. Lundkvist SLU, muntl. medd.). För stamtillväxten fanns en viss tendens till ökning. Halten P och P/N-kvoten i årsbarr uppvisade snarast en tendens till minskning (Clarholm & Rosengren-Brinck, 1995).

Ett annat försök på fastmark är Öringe i Halland. Där behandlades i mitten av 80-talet medelålders granskog med 2,4 ton lös ved- respektive torvaska per hektar. Vid den senaste mätningen tio år efter behandlingen fanns ingen säkerställd effekt på skogsproduktionen (J. Bergholm SLU, muntl. medd.). Även här fanns dock en viss tendens till ökad tillväxt där aska tillförts.

I Ringamåla i Blekinge behandlades 1984 ett då 30-årigt tallbestånd med lös aska i doserna 2, 7 och 10 ton/ha. Behandlingarnas effekt på barrrens näringsstatus studerades 1988 och 1993, det vill säga fyra respektive nio år efter behandling. I stort observerades inga tydliga effekter, vare sig på näringsämnen eller tungmetaller (B. Nihlgård & B. Fransman Lunds universitet, muntl. medd.). Manganhalterna var lägre på askytorna än på kontrollen.

Aska i kombination med kalk prövades i avrinningsområden på moränmark i Götaland (Westling & Orth, 1997). Man studerade tre behandlade avrinningsområden i äldre granskog. Som kompensation för avsaknad av egentliga kontroller, togs barrprover i jämförbara intilliggande bestånd. I områdena spreds per ha ca 2 ton granulerad vedaska från Eskilstuna tillsammans med 3-4 ton krossad dolomitkalk från Glanshammar. Spridningen gjordes med helikopter. I och med att endast kombinationen aska och kalk prövades kan man inte uttala sig om effekten av vardera medlet för sig. Prover på årsbarr togs dels före behandling, dels efter fem år. Effekten på tungmetaller behandlas på annan plats. För flertalet analyserade ämnen utom N, Mn och B erhöles en tendens till ökade halter. Ökningen låg som ett medeltal för de tre områdena i intervallet 4-16 %. Detta gällde Ca, Mg, K, P, Fe och Al. Halten N var opåverkad, B minskade med 4 % och Mn med 15 %. Variationen var stor i materialet.

I flera försök har man studerat aska i kombination med kvävegödsling. Kvävegödsling enbart ger oftast en positiv tillväxteffekt. Frågan är om tillförsel av aska därtill påverkar tillväxteffekten av kvävet. Något varierande resultat har erhållits, men de kvalitetsmässigt bästa studierna pekar på att en samtidig tillförsel av aska och kväve kan vara negativ. Pettersson (1990) redovisar att lösaska och kväve tillsammans gav en sämre tillväxteffekt än bara kväve givet som ammoniumnitrat. Man trodde att askan hade orsakat en avgång av ammoniak från kvävegödselmedlet som spreds samtidigt med askan. Lösaska ger en snabb pH-höjning. Därmed kan ammonium omvandlas till ammoniak. En nyare studie har visat att även granulerad aska kan försämra effekten av en kvävegödsling (Jacobson, 1997b). Tillväxtökningen blev avsevärt större om askan tillfördes ett halvår efter kvävegödslingen, än om askan tillfördes samtidigt med kvävet. I en gammal studie (Malmström, 1953) redovisades att aska och kväve tillsammans gav en något bättre tillväxteffekt än bara kväve. Tyvärr redovisas i uppsatsen inga närmare detaljer om försöket.

I landet finns ca 0,8 miljoner hektar redan dikad torvmark. Sedan länge är det välkänt att asktillförsel på dikad torvmark kan ge en kraftigt ökad skogsproduktion. Det första svenska försöket startades redan på 1910-talet (Malmström, 1952). Lös träaska i doser om 3 eller 12 ton/ha gav en mycket stor ökning av höjdtillväxten hos björk. Ett norskt försök fann en tydlig ökning av höjdtillväxten hos tall efter tillförsel av lös torv- eller träaska i doser om 4-10 ton/ha (Thurmann-Moe, 1956). I ett par västsvenska försök med tillförsel av lös vedaska i givor mellan 3 och 10 ton/ha fann man en mycket stor förbättring av tillväxten hos tall och gran, åtminstone under de 20 år som försöket följdes (Malmström, 1966). Ungefär fem år efter asktillförseln var toppskottslängderna nästan tio gånger större än där aska inte givits.

Många försök med asktillförsel på dikad torvmark är gjorda i Finland. En sammanfattande analys av ett stort antal äldre finländska försök med lös aska i givor om 1-16 ton/ha redovisas av Silfverberg & Huikari (1985) och delvis också av Bramryd & Fransman (1985). Man fann mycket goda och uthålliga tillväxtreaktioner hos tall och björk, speciellt på de bördigare torvtyperna, efter behandling med lös ved- eller torvaska. De största tillväxteffekterna erhöles i intervallet 4-8 ton aska/ha.

Olika askdosor till ett 11-årigt tallbestånd på tidigare kultiverad torvmark prövades av Ferm m. fl. (1992). Obehandlad barkaska tillfördes i givorna 1, 2, 5, 10 och 20 ton per ha. Tretton år därefter gjordes flera studier, bland annat av beståndets volym, höjdtillväxt, näringsstatus och stående volym. Man fann att tillväxten hade ökat linjärt med tillförd giva. Förekomsten av synliga tillväxtstörningar hade minskat med asktillförseln. För de två högsta givorna hade barren högre halter av B, K och Zn.

Vid asktillförsel på dikad torvmark har ibland skogsproduktionen under lång tid ökat till samma nivå som på många mineraljordar, vilket kan innebära ca 10 m³/ha (Silfverberg & Hotanen, 1989). Några decennier efter asktillförseln har tillväxteffekten gått tillbaka (Silfverberg, 1988). Varaktigheten har ökat med ökande giva. Den tillväxtökning som aska ger anses ha en bättre varaktighet (30-40 år) än effekten av handelsgödselmedel (10-20 år) (Silfverberg & Huikari, 1985).

Ett försök med asktillförsel i samband med återbeskogning av torvtäkt redovisas av Nilsson (1990) och Nilsson m. fl. (1994). Vedaska i givan 23 ton/ha, råfosfat och superfosfat frästes ner till 40 cm i torvlagret. Därefter planterades några olika trädslag, bland annat tall, i den frästa jorden. Behandlingen har lett till en mycket gynnsam utveckling av tallplantornas tillväxt och näringsstatus (Nilsson, 1990). Vedaska ansågs vara ett bättre alternativ än PK-gödsling (se nedan). Emellertid torde den slutsatsen inte kunna dras endast på basis av detta enskilda försök eftersom fräsning endast gjordes på ytorna med aska, men ej på de med PK. Fräsningen kan i sig påverka såväl markens näringstillgång via mineralisering som dess fysikaliska egenskaper. Slutsatsen att vedaska är att föredra framför PK-medel

{överensstämmer dock med andra studier, se till exempel Silfverberg & Huikari (1985). Askan anses i en torvtäkt kunna spridas i lös form, dels på grund av att markvegetation saknas, dels för att torvens buffrande egenskaper skyddar mot snabba kemiska förändringar (Nilsson m. fl., 1994). Goda erfarenheter vid återbeskogning av utbrutna torvtäkter redovisas också av Mikola (1975).

Lös torv- och vedaska har även prövats som gödselmedel vid Salix-odling på dränerad och kultiverad torvmark (Bramryd, 1985). Prövade givor om 10 eller 30 ton/ha har förbättrat överlevnad och höjdtillväxt. Under en tre-årig uppföljningsperiod ökade höjdtillväxten med ca 0,5-3 gånger. Positiva effekter av aska på första årets produktion av Salix erhöles i Finland av Weber m. fl. (1985). I ett annat finskt försök på torvmark erhöles dock mycket små eller till och med negativa effekter av aska på tillväxt under det första året hos Salix (Lumme & Laiho, 1988). En svensk studie med asktillförsel i Salix-odling på lerig åkermark fann ingen effekt av vare sig en engångsgiva eller årliga givor på produktionen av stambiomassa (Sander & André, 1997).

Näringsanalys av barr och blad efter asktillförsel har visat att bladens halter ökar av många ämnen som ingår i askan (till exempel Bramryd & Fransman, 1985; Silfverberg, 1991). Tydligast har detta varit för K, Ca och P. Halten av B höjs också i många fall (Silfverberg, 1991; Ferm m. fl., 1992). Av näringsämnena har haltförhöjningen av P och K vanligtvis kortast varaktighet (Silfverberg & Huikari, 1985). Barrens eller bladens halt av kväve har i regel inte förändrats särskilt påtagligt av asktillförsel (Silfverberg & Huikari, 1985; Silfverberg & Issakainen, 1987; Silfverberg, 1991). Undantag finns dock (Bramryd & Fransman, 1995). Hos unga tallplantor i ett försök med beskogning av en torvtäkt fann Nilsson (1991) en kraftig sänkning av kvävehalten efter askbehandling, från 2,5 % till 1,6 %.

6. Kunskapsluckor och forskningsbehov

I detta avsnitt redovisas kunskapsluckor och forskningsbehov i punktform. En allmän kunskapslucka är den långsiktiga uthålligheten i skogsbränsleuttag med olika intensitet. Därför finns ett generellt behov av att anlägga och samordna långsiktiga försök där uttag av GROT samt kompensationsåtgärder kan jämföras med skog där inget uttag skett. Den nuvarande kunskapen om näringskompensation med trädaska är nästan enbart från skog där inget uttag av GROT utförts. Det är viktigt att alla viktiga aspekter kan studeras i försöken som bör vara spridda på olika ståndorter och regioner.

Det är också angeläget att studera effekterna vid "praktiska uttag". Här skulle det vara lämpligt och önskvärt om skogsbruket kunde hjälpa till med att anlägga enklare försök, till exempel genom att lämna riset på en representativ del av avverkningsobjekten och att dokumentera detta. Dokumentationen är viktig då det ofta uppkommer frågetecken om eventuella skillnader fanns redan vid avverkningstillfället i denna typ av material. Det bör tilläggas att det ur praktisk eller ekonomisk synvinkel lämpligaste området att avstå från riståkt sällan är representativt ur "jämförelsesynpunkt".

Långsiktig näringshushållning och näringskompensation

- Säkrare data på näringsinnehåll i ved och GROT behövs för att göra budgetberäkningar.
- Osäkerheten i vittringsdata bör minskas.
- Vad händer om gröna barr lämnas på hygget? Blir näringsläckaget högre än efter HTU där grönt ris tas ut?
- Vad händer om man låter ris ligga kvar en säsong innan det tas bort? Startar de markprocesser som leder till kväveutlakning trots att riset tas bort?
- System för karakterisering av askans egenskaper i skogen behövs. Detta omfattar metoder för att beskriva textur, totalhalter av olika ämnen samt upplösningsförlopp och växttillgängliga andelar av näringsämnen.
- System för avbarrning och spridning av barr på hyggen.
- Miljöeffekter av askdoser >3 ton per ha (eller aska med tillsats av näringsämnen) efter stora uttag av GROT i bördiga skogar.

Effekter på skogsproduktion

- Uppföljning av långsiktiga effekter i experiment. Hur påverkas tallens diameterutveckling av HTU i hyggesfasen?
- Effekter av asktillförsel på svaga boniteter.
- Uppföljning av långsiktiga effekter i experiment. - Hur påverkas tallens diameterutveckling och biomassaallokering av HTU i hyggesfasen och hur påverkar detta den framtida virkeskvaliteten och därmed värdeproduktionen?
- Vad händer när granbestånden sluter sig? Tar bestånden på HTU-tytor igen en del av den produktion de har förlorat?
- Vad händer vid upprepade uttag? Blir effekten additiv och är den fortfarande temporär?
- Effekter av stora uttag i röjning eller tidig förstagallring på bördig mark (här finns endast en försöksserie på fyra lokaler). Vilken blir den totala ekonomiska effekten av HTU för markägaren?
- Effekter av asktillförsel vid sådd och plantering.
- Effekter av asktillförsel på förekomst av rotröta.

Effekter på fauna och flora

- Effekter av upprepade uttag på flora, markfauna och mykorrhiza.
- Effekter av HTU + asktillförsel på flora, markfauna och mykorrhiza, jämfört med konventionell avverkning.
- Effekter av ris för överlevnad av sällsynta växtarter på hyggen.
- Hur viktiga är rishögar och toppar av barrträd för vanliga arter, häckande fåglar och skalbaggar?
- Kan skogshöns äta askgranuler eller askkorn, och om så är fallet vad är effekterna?

Effekter på utlakning

- Effekter på nitratutlakning av asktillförsel i särskilt kväverika områden (N-halt i årsbarr > 14 mg/g).
- Asktilförselns långsiktiga effekt på utlakningen av försurande ämnen.
- Osäkerheten i tillgängliga data på utlakningen av baskatjoner, speciellt norra Sverige, bör minskas.
- Effekter av HTU och asktillförsel på utlakning om det utförs på torvmark.
- Hur nära inpå, respektive efter, en avverkning kan trädaska spridas och kan riskerna för ökad utlakning motverkas med speciellt stabiliserad aska?

Växthusgaser

- Långvariga förändringar av asktillförsel på kolomsättning och kolförråd.
- Effekt av HTU och asktillförsel på metanoxidation och lustgasemission.
- Effekt av HTU och asktillförsel på emissioner av växthusgaser från dikad torvmark.

Miljögifter

- Analys av förekomst av dioxin i olika trädaskor.
- Uttag av tungmetaller med GROT och stammar.
- Mer uppföljningar av tungmetaller i bäckvatten, särskilt Cd och Zn, efter asktillförsel.
- Långsiktiga uppföljningar av tungmetallers tillgänglighet efter asktillförsel.
- Svampars och växters betydelse för tungmetallintag hos vilt (rådjur, ekorre).
- Påverkar ristäkt tungmetallers tillgänglighet?
- Blir det en ökad utlakning av tungmetaller på hygget om riset lämnas (på grund av nitrat)?
- Nettoeffekter av asktillförsel på innehållet av ¹³⁷Cs i växter, svampar och djur.
- Fortsätta utveckla metoder att avskilja ej önskade ämnen (till exempel tungmetaller) i aska.

Skadeinsekter

- Kunskap saknas om torkning och lagring av okvistade granstammar från röjningar eller gallringar eller slutavverkningar med ”långa toppar” ökar risken för angrepp av sextandad barkborre. Det är viktigt att utröna om det verkligen är befogat med en 7 cm gräns i skogsvårdslagen. Om det är möjligt att höja gränsen bara några cm skulle detta innebära stora fördelar i GROT hanteringen.
- Kunskap saknas vad gäller risker med lagring av grövre granvirke med hänsyn tagen till lagringsplats, till exempel färskt hygge, äldre hygge, åkermark samt om andelen äldre gran-skog i regionen är hög eller låg.

7. Bedömning av miljöeffekterna

Bedömningen av miljöeffekter baseras på de olika frågeställningarna som redovisas i avsnitt 7.1 till 7.9. De olika slutsatserna har sammanvägts till en generell bedömning om GROT-användningens och näringskompensationens miljöeffekter som framgår nedan. Som tidigare diskuterats i avsnitt 1.3 inskränker sig bedömningen till de tillkommande miljöeffekterna av GROT-användning. Bedömningar som resulterar i olika former av förslag till restriktioner eller åtgärder baseras dels på kända fakta om oönskade miljöeffekter, dels av brist på kunskap om möjliga men ej undersökta effekter. Framtida forskning och praktisk erfarenhet kan därför ändra ställningstaganden som bygger på kunskapsluckor.

Generell bedömning

En stor del av den teoretiska potentialen för uttag av skogsbränslen i form av grenar och toppar (GROT) kan utnyttjas under förutsättning att förlusterna av näring och ANC (kalkverkan) kompenseras med näringstillförsel. Vid uttag av GROT bör barren lämnas kvar för att minska risken för oönskade effekter. Näringskompensation har ett långsiktigt syfte och kan utföras under en stor del av omloppstiden, dock ej på färska hyggen och nära slutavverkning. Vid användning av trädaskor bör endast stabiliserade långsamlösliga askor utnyttjas. Kvävetillförsel bör vara en tillåten kompensationsåtgärd för att undvika kortsiktiga tillväxtförluster. Vissa begränsningar för uttag av skogsbränslen finns på fuktiga och blöta fastmarker, samt på mycket bördiga marker. Flera av begränsningarna motiveras av bristande kunskap om miljöeffekterna. För att skydda värdefull fauna och flora bör biotoper som idag inte utnyttjas av det konventionella skogsbruket som regel ej heller nyttjas för uttag av skogsbränslen (undantag finns). GROT-uttag har relativt små kortsiktiga effekter på utlakningen av näringsämnen och försurande ämnen. I områden i södra Sverige med stort nedfall av kväve kan uttag av GROT minska utlakningen av kväve och baskatjoner, främst kalium, efter slutavverkning jämfört med att riset sparas. Användandet av trädaska och andra gödselmedel kommer inte att öka nettoupplagringen av tungmetaller, organiska miljögifter och radionuklider i skogsekosystemet under förutsättning att halterna är låga i de olika kompensationsmedlen. Hela systemet med uttag av GROT och näringskompensation innebär sannolikt inga större nettoemissioner av växthusgaser. Det gör att skogsbränslets viktigaste miljöfördel, att minska nettoemissionerna vid ersättning av fossila bränslen, kan uppnås i praktiken. Kunskapsluckor som försvårar bedömningen av miljöeffekter vid uttag av skogsbränslen och näringskompensation är främst långsiktiga aspekter på bonitet och markens syra/bas-status, samt effekter på organismer och biologiska processer i marken. Med tanke på dessa kunskapsluckor bör, som en försiktighetsåtgärd, en viss areal tills vidare helt undantas från GROT-uttag och näringskompensation. Tillåtliga högsta halter av organiska miljögifter i trädbränsleaskor behöver klargöras innan asktillförsel genomförs i stor skala.

7.1 Miljömål

Bedömningen av miljöeffekterna baseras på ett antal förutsättningar och övergripande miljömål vid långsiktigt och uthålligt utnyttjande av skogsbränslen i form av GROT. De av myndigheterna föreslagna miljömålen (avsnitt 3.3 och 3.4) behandlar inte specifikt uttag av GROT, men flera mål berör effekter som kan uppstå i samband med uttag av grenar och toppar samt näringskompensation. I denna MKB formuleras därför ett antal förutsättningar som gäller vid bedömningen av miljöeffekter av GROT-uttag och näringskompensation (se rutan nedan).

Önskvärt är att en ny verksamhet, som i detta fallet omfattande uttag av biobränslen i form av GROT, skall ha så små miljöeffekter som möjligt. Det betyder dock inte att alla avvikelser

från nedanstående mål som forskningen dokumenterat automatiskt medför att verksamheten måste betraktas som oacceptabel ur miljösynpunkt. Om miljöeffekterna kan anses acceptabla eller ej bedöms i denna MKB i första hand i relation till myndigheternas formulerade miljömål.

Vid en övergripande jämförelse mellan olika energisystem kan avvikelser från miljömålen vara acceptabla om en verksamhet ersätter en annan med väsentligt större miljöpåverkan. I denna MKB är dock bedömningen koncentrerad på de tillkommande miljöeffekterna av GROT-uttag och näringskompensation utan jämförelse med miljöeffekter av andra energisystem eller skogsbruket i stort (se vidare avsnitt 1.4).

Uttag av GROT samt kompensationsåtgärder skall inte (jämfört med att GROT lämnas) väsentligt:

- öka nettoförlusten av näringsämnen från skogsmarken
- minska skogsproduktionen
- missgynna fauna och flora
- orsaka en nettotillförsel av miljöskadliga ämnen
- orsaka nettotillförsel av växthusgaser
- gynna skadeinsekter och uppkomst av andra skogsskador

I vissa fall kan nettoförluster av näringsämnen från skogsmarken betraktas som en önskvärd effekt. Det gäller i områden med högt nedfall av kväve i södra och sydvästra Sveriges kustområden, där en nettoförlust som följd av GROT-uttag kan motverka uppbyggnaden av onormalt stora kväveförråd i marken.

7.2 Långsiktig näringshushållning

Bedömning

Med målsättningen att undvika långsiktiga nettoförluster av näringsämnen i ett uthålligt system med skörd av skogsbränslen (GROT) finns ett kompensationsbehov som är korrelerat till uttagens storlek. Om kompensation sker är de flesta ståndorter möjliga att använda för uttag av GROT. Uttaget per generation bör dock inte vara större än vad som motsvarar kompensation med 3 ton torr trädaska per ha (räknat på kompensation av baskatjoner). Kompensation med kväve bör ej överskrida 300 kg per ha och omloppstid. I övrigt är begränsningarna av uttaget främst knutna till bestånd där all form av avverkning är olämpligt, men en viss areal på bör tills vidare undantagas helt från GROT-uttag och näringskompensation.

Det tillgängliga underlaget för att bedöma långsiktiga nettoförändringar vid uttag av biomassa från skogar bygger på uppmätta och beräknade data med en betydande osäkerhet. Prognoser för långsiktiga nettoförändringar i samband med helträdsutnyttjande är i stort sett ovaliderade. Kunskap om den långsiktiga markutvecklingen efter sista istiden under perioder utan skogsbruk, tillsammans med beräkningar av massbalanser för olika näringsämnen med nuvarande markanvändning, indikerar att utrymmet för att skörda biomassa utan att orsaka nettoförluster från skogsmarken är mycket litet. Detta gäller såväl fastmark som torvmark.

Det finns indikationer på att skogsträd kan öka tillgången på näring om förråden utarmas genom att mykorrhizas aktivitet ökar. Detta tillskott kan undvika näringsbrist i träden, men påverkar inte andra effekter av försurad mark, som till exempel försurat avrinningsvatten.

Miljökonsekvenserna av nettoförluster varierar i olika regioner, beroende på nuvarande förråd av näringsämnen i marken. Med upprepade helträdsuttag går samtliga skogstyper mot ökad markförsurning och utarmning av näringsförråden. Anpassningar av uttaget, som att lämna barr och finkvistar, kan minska men inte eliminera nettoförlusterna. Att lämna barr och finkvistar underlättar dock näringskompensation eftersom givan minskar, vilket även minskar risken för bieffekter. I vilken utsträckning nettoförluster kan accepteras miljömässigt är i stor utsträckning en fråga om tidsperspektiv, samt storleken på redan existerande miljöproblem som försurning och övergödning. De sistnämnda problemen kan dock inte lösas genom att avstå från uttag av skogsbränslen. Riståkt kan i hårt belastade områden minska omfattningen av utlakningen av kväve och andra näringsämnen från kalavverkade områden.

Som underlag för bedömning av näringsförluster vid GROT-uttag samt behovet av näringskompensation på olika ståndorter och regioner har näringsförluster beräknats inom ramen för denna MKB (se avsnitt 7.2.1). Osäkerheter i balansberäkningar diskuteras i avsnitt 7.2.2. Osäkerheten i balansmodellerna gäller främst dynamiken i vittringen och om de i modellen ingående näringshalterna i olika fraktioner av träden speglar trädens fysiologiska behov och därmed det potentiella framtida upptaget av dessa näringsämnen. Vid användandet av kompletta balansmodeller, där även deposition och utlakning ingår, är den senare faktorn ofta osäker på grund av stor naturlig variation och få fältmätningar.

7.2.1 Förluster av näringsämnen vid GROT-uttag

Med hjälp av tillväxtprognosprogrammet ProdMod, som bygger på tillväxtfunktioner enligt Ekö (1985) och Marklunds (1988) biomassafunktioner, skattades näringsuttaget under en omloppstid för fem olika regioner indelade efter depositionsnivån (figur 2:1), tre bördighetsklasser och sex skördeintensiteter. Indata till tillväxtprognosen (ståndortsindex, grundyta, stamantal och ålder för bestånd nära förstagallringstillfället) för varje region och bördighetsklass erhöles från Riksskogstaxeringen (tabell 7:1). De tre bördighetsklasserna motsvarades av den 10:e, 50:e och 90:e bördighetspercentilen för respektive region. Den lägsta och högsta bördighetsklassen beräknades som rena tall- respektive granbestånd, medan den mellersta bördighetsklassen beräknades med den trädslagsblandning som angavs i riksskogstaxeringens material.

Tabell 7:1 Indata till produktionsprognoserna, antal gallringar och omloppstid för tre bördighetsklasser och fem regioner.

Region	Bördighetsklass	Trädslagsblandning (tall gran björk)	SI (H100)	Grundyta (m ² /ha)	Stammar (st/ha)	Ålder (år)	Antal gallringar	Omloppstid (år)
1	10	10 0 0	T13	10,4	2827	48	2	149
1	50	5 2 3	T19	15,2	2959	41	2	126
1	90	0 10 0	G21	17,4	3071	34	3	125
2	10	10 0 0	T16	14,1	2788	48	2	145
2	50	5 3 2	T21	18,0	3345	32	2	111
2	90	0 10 0	G28	22,0	3467	25	3	90
3	10	10 0 0	T22	14,5	2524	28	2	117
3	50	5 4 1	T27	20,7	3170	23	3	91
3	90	0 10 0	G32	23,6	2866	22	3	84
4	10	10 0 0	T21	18,3	2614	41	2	110
4	50	4 4 2	G27	19,6	3100	22	3	95
4	90	0 10 0	G33	25,3	3217	24	3	81
5	10	10 0 0	T21	16,6	3056	32	3	111
5	50	1 6 3	G31	20,6	3537	22	3	79
5	90	0 10 0	G34	28,5	3552	20	4	77

Ett traditionellt skogsskötselprogram tillämpades med två till fyra gallringar (30 % av grundytan och 40 % av stamantalet vid varje gallring) baserade på Skogsstyrelsens gallringsmallar (Anon., 1989 a,b) (tabell 7:1).

De näringshalter för olika trädfraktioner som använts för att beräkna näringsuttaget vid olika skördeintensitet bygger på en sammanställning (S. Jacobson SkogForsk, muntl. medd.) av undersökningar (antal bestånd: Gran-22; tall-17; björk-8) där näringshalter fastställts på beståndsnivå. Då underlaget bedömdes som för litet för att motivera regionala skillnader användes medelvärden för respektive trädslag från dessa undersökningar (tabell 7:2).

Tabell 7:2 De näringshalter (mg/g) som användes vid beräkningarna av näringsuttaget vid skörd i balansberäkningarna.

Ämne	Tall			Gran			Björk	
	Stam + bark	Gren + topp	barr	Stam + bark	Gren + topp	barr	Stam + bark	Gren + topp
N	0,89	3,39	12,4	1,10	5,31	11,3	1,67	6,70
P	0,10	0,35	1,3	0,14	0,61	1,3	0,17	0,61
K	0,49	1,48	5,1	0,73	2,41	4,7	0,67	1,80
Ca	0,86	2,30	3,3	1,31	3,70	6,0	1,43	4,35
Mg	0,16	0,39	0,8	0,18	0,62	1,0	0,17	0,50

Näringsuttaget vid sex olika skördeintensiteter vid skogsbränsleuttag jämfördes med alternativet med enbart stamskörd:

- 1 100 % uttag av all biomassa ovan stubben i samtliga gallringar och i slutavverkning
- 2 Som 1 men barren kvar
- 3 Som 1 men 30 % av grenar och toppar samt 70 % av barren kvar
- 4 100 % uttag av all biomassa ovan stubben endast i slutavverkning
- 5 Som 4 men barren kvar
- 6 Som 4 men 30 % av grenar och toppar samt 70 % av barren kvar

Skördeintensitet 1 motsvarar det maximalt möjliga uttaget, skördeintensitet 2 visar effekten av att lämna barren kvar, medan alternativ 3 motsvarar ett "realistiskt" alternativ med ett visst spill i samband med uttaget.

Då Marklunds (1988) biomassafunktioner inte beräknar andelen biomassa i toppen har denna genomgående bedömts motsvara 5 % av stamveden i gallringarna och 3 % i slutavverkningarna.

Basketjoner

Näringsuttaget vid de olika skördealternativen har sedan ställts mot tillskottet av basketjonerna K, Ca och Mg till marken genom vittring. Dessa vittringssiffror bygger på modellen PROFILE (Warfvinge & Sverdrup, 1995) som skattat vittringen till "rottningsdjup" (50 cm) för de fem regionerna. Även i detta fall har vittringsnivåer motsvarande 10:e, 50:e och 90:e percentilen för respektive region angivits för att täcka upp spridningen inom regionen (H. Sverdrup Lunds Tekniska Högskola, muntl. medd.). I den totala näringsbalansen ingår förutom skördeuttag och vittring även deposition och utlakning (tabell 7:3).

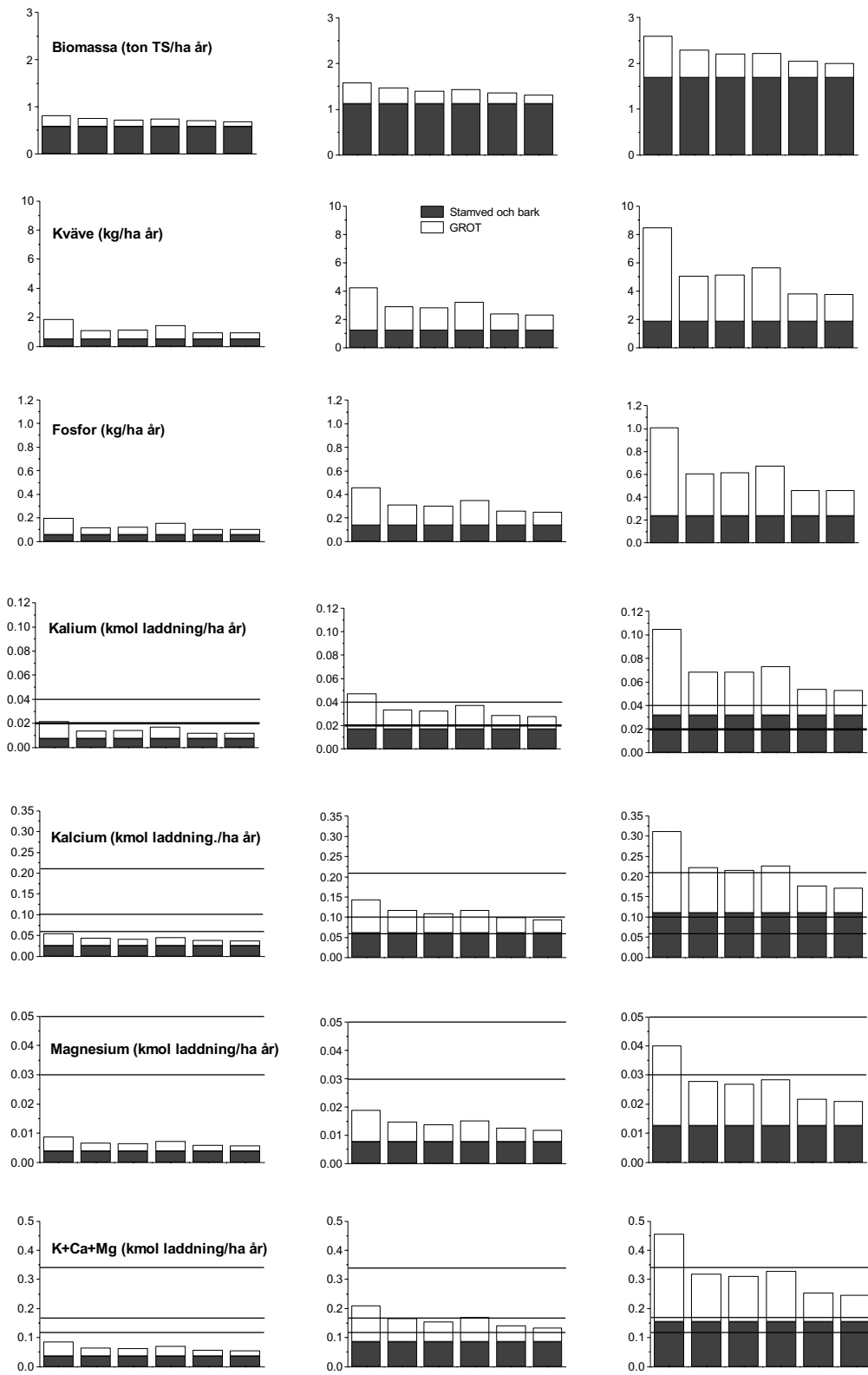
Tabell 7:3 Deposition och utlakning (kmol laddning/ha år) av baskatjonerna K, Ca, och Mg för de fem regionerna. Värden har angivits för den 10:e, 50:e och 90:e percentilen (data från Sverdrup & Rosén, 1997).

Region	Bördighets- percentil	Deposition (D)					Utlakning (L)			
		KD	CaD	MgD	Sum D	KL	CaL	MgL	Sum L	D-L
1	10	0,01	0,03	0,02	0,07	0,03	0,25	0,19	0,47	-0,40
1	50	0,02	0,04	0,02	0,08	0,03	0,28	0,22	0,53	-0,45
1	90	0,02	0,04	0,03	0,09	0,04	0,35	0,27	0,66	-0,57
2	10	0,02	0,04	0,03	0,09	0,03	0,26	0,20	0,49	-0,40
2	50	0,02	0,07	0,04	0,14	0,04	0,33	0,25	0,62	-0,48
2	90	0,03	0,09	0,06	0,17	0,05	0,49	0,37	0,92	-0,75
3	10	0,02	0,08	0,04	0,14	0,02	0,22	0,17	0,41	-0,27
3	50	0,03	0,11	0,07	0,21	0,03	0,28	0,21	0,53	-0,31
3	90	0,05	0,16	0,12	0,31	0,05	0,50	0,38	0,94	-0,63
4	10	0,04	0,15	0,10	0,29	0,03	0,28	0,21	0,53	-0,24
4	50	0,05	0,19	0,16	0,40	0,04	0,41	0,31	0,77	-0,37
4	90	0,08	0,33	0,27	0,67	0,09	0,79	0,60	1,48	-0,81
5	10	0,05	0,20	0,15	0,41	0,05	0,46	0,35	0,86	-0,45
5	50	0,07	0,25	0,24	0,59	0,08	0,70	0,53	1,31	-0,73
5	90	0,10	0,58	0,48	1,16	0,12	1,12	0,85	2,09	-0,93

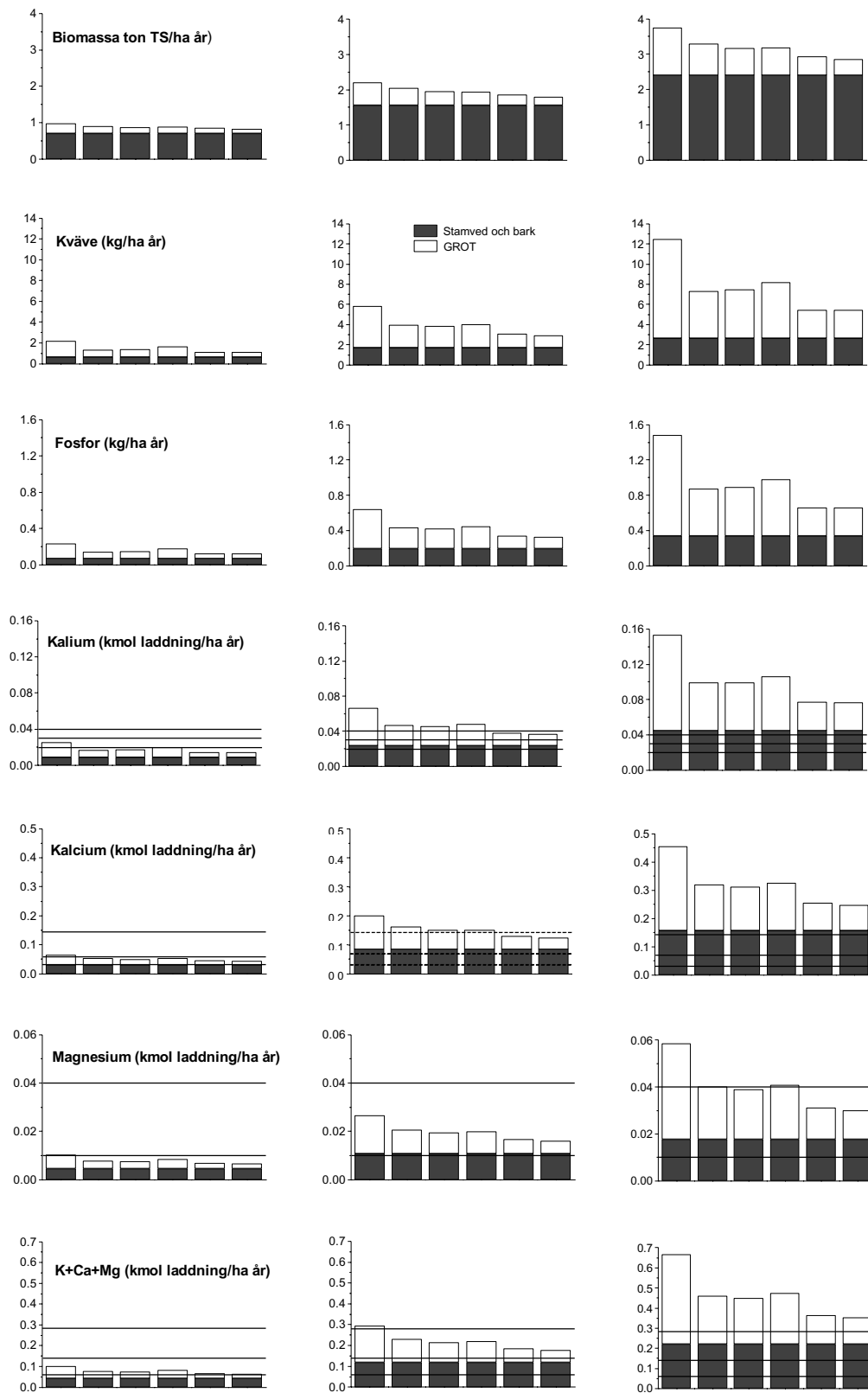
Biomassa- och näringsuttaget ges i figurerna 7:1 a-e tillsammans med vittringsnivåerna motsvarande den 10:e, 50:e och 90:e percentilen för varje region. Man kan konstatera att ett konsekvent och 100 procentigt uttag av GROT vid samtliga gallringar och vid slutavverkning ökar uttaget av näringsämnen med upp till ca 5 gånger jämfört med stamskörd och att denna ökning halveras om barren lämnas kvar. En halvering av det extra näringsuttaget uppnås också i det mer praktiska fallet där det tekniska spillet motsvarar 30 % av grenar och toppar samt 70 % av barren. Avstår man dessutom från att ta ut GROT i gallringarna blir reduktionen än större.

Om man utgår ifrån att markens bördighet har någon koppling till vittringsförmågan bör näringsuttaget på den svagaste marken relateras till den lägsta vittringsnivån. Med denna utgångspunkt framgår det att de enda ståndorter där vittringen förmår balansera uttaget av baskatjoner (K, Ca, Mg) vid det intensivaste uttaget är de svagaste markerna längst upp i norra Sverige (region 1). Genom minska skördeintensiteten något klarar vittringen av att kompensera för förlusten av baskatjoner även på medelgoda och bördiga marker i region 1, men ser man till de enskilda näringsämnena framgår det att compensationen för kaliumförlusten inte i något fall räcker till.

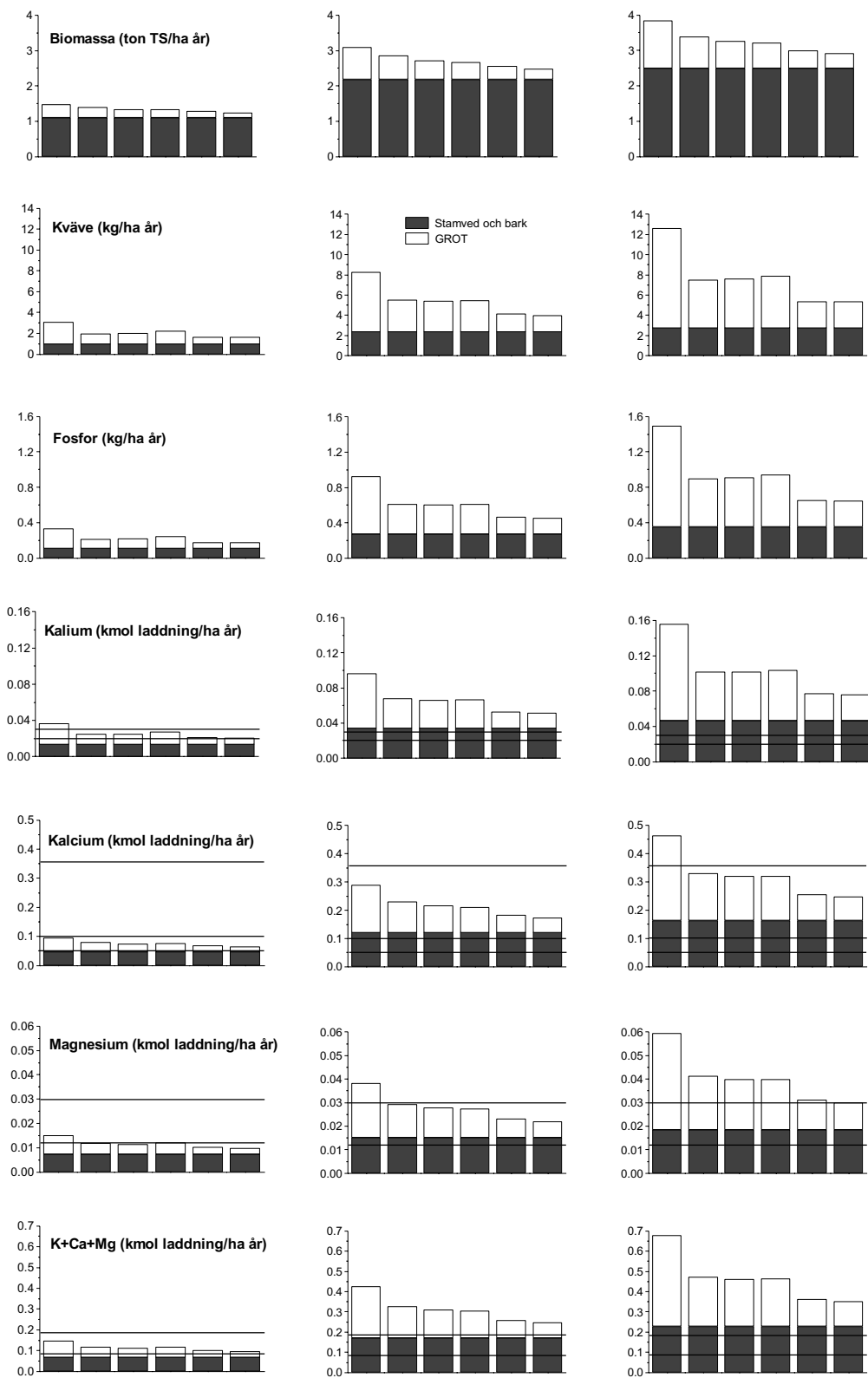
Den generella bilden över alla regioner är att kalium är den baskatjon som oftast får en negativ balans, magnesium i stort sätt genomgående har en positiv balans, medan kalcium befinner sig någonstans mitt emellan. Värt att notera är också att vittringen i flera fall inte ens förmår kompensera för de förluster som uppstår vid enbart stamskörd, varför även denna skördeintensitet på sikt kan förväntas utarma markens näringsförråd. Detta förutsatt att balansmodellen stämmer.



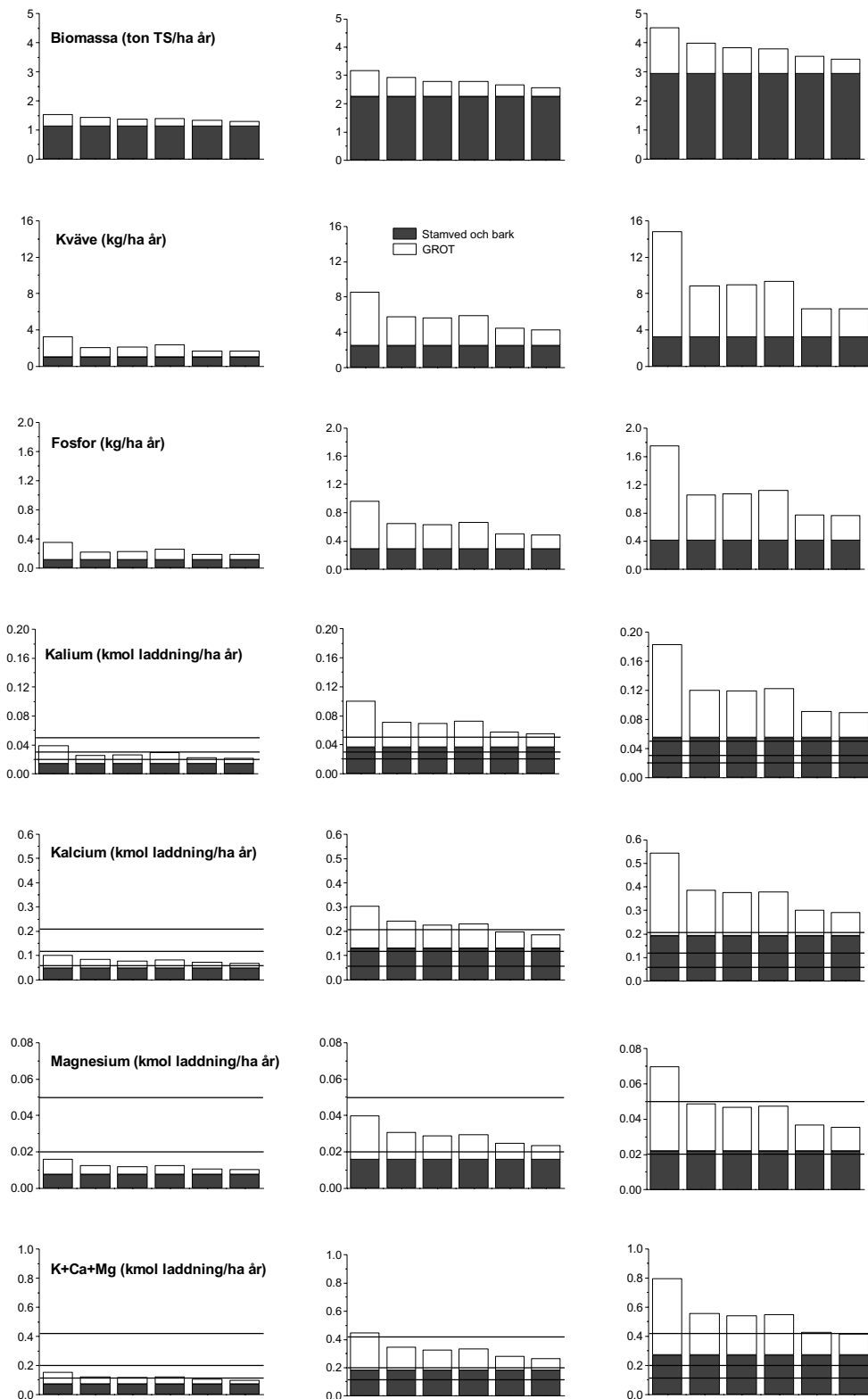
Figur 7:1a. Årligt uttag av biomassa och näring vid olika skördeintensitet i region 1. De första tre staplarna svarar mot uttag i samtliga gallringar och i slutavverkning under en omloppstid enligt: 1) 100 % uttag av all biomassa ovan stubben; 2) som 1 men barren kvar; 3) som 1 men 30 % av grenar och toppar samt 70 % av barren kvar. De tre följande staplarna motsvarar dessa skördeintensiteter med uttag endast i slutavverkning (intensitet 4-6). De tre kolumnerna svarar mot tre bonitetsnivåer och de streckade linjerna tre vittningsnivåer inom regionen (10, 50, 90 percentil). För K sammanfaller percentil 10 och 50 och för Mg ligger percentil 90 utanför skalan (0,1).



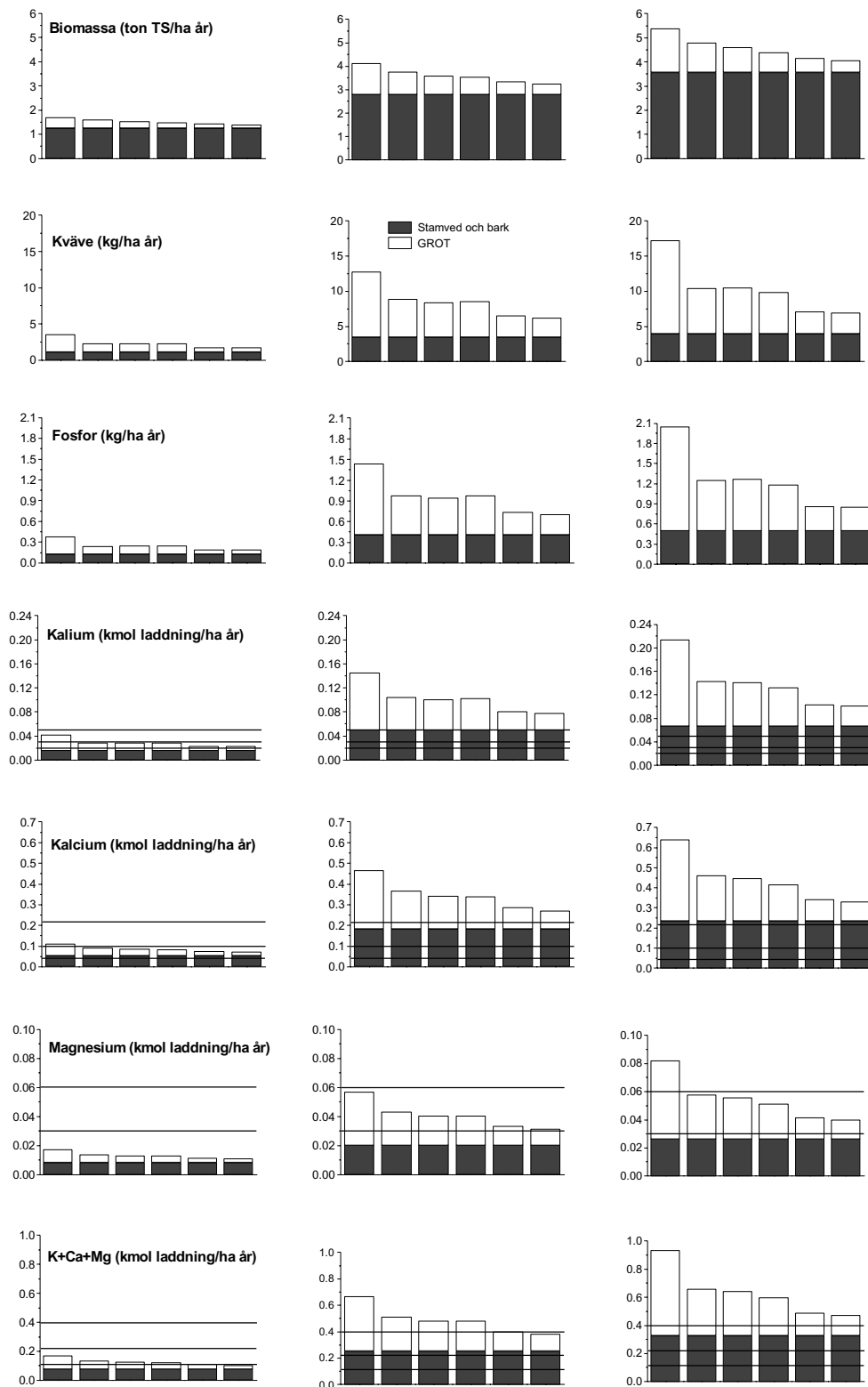
Figur 7:1b. Årligt uttag av biomassa och näring vid olika skördeintensitet i region 2. De första tre staplarna svarar mot uttag i samtliga gallringar och i slutavverkning under en omloppstid enligt: 1) 100 % uttag av all biomassa ovan stubben; 2) som 1 men barren kvar; 3) som 1 men 30 % av grenar och toppar samt 70 % av barren kvar. De tre följande staplarna motsvarar dessa skördeintensiteter med uttag endast i slutavverkning (intensitet 4-6). De tre kolumnerna svarar mot tre bonitetsnivåer och de streckade linjerna tre vittningsnivåer inom regionen (10, 50, 90 percentil). För Mg ligger percentil 90 (0,1) utanför skalan.



Figur 7:1c. Årligt uttag av biomassa och näring vid olika skördeintensitet i region 3. De första tre staplarna svarar mot uttag i samtliga gallringar och i slutavverkning under en omloppstid enligt: 1) 100 % uttag av all biomassa ovan stubben; 2) som 1 men barren kvar; 3) som 1 men 30 % av grenar och toppar samt 70 % av barren kvar. De tre följande staplarna motsvarar dessa skördeintensiteter med uttag endast i slutavverkning (intensitet 4-6). De tre kolumnerna svarar mot tre bonitetsnivåer och de streckade linjerna tre vitt-ringsnivåer inom regionen (10, 50, 90 percentil). För K, Mg, K+Ca+Mg ligger percentil 90 (0,28; 0,42 respektive 1,11) utanför skalan.



Figur 7:1d. Årligt uttag av biomassa och näring vid olika skördeintensitet i region 4. De första tre staplarna svarar mot uttag i samtliga gallringar och i slutavverkning under en omloppstid enligt: 1) 100 % uttag av all biomassa ovan stubben; 2) som 1 men barren kvar; 3) som 1 men 30 % av grenar och toppar samt 70 % av barren kvar. De tre följande staplarna motsvarar dessa skördeintensiteter med uttag endast i slutavverkning (intensitet 4-6). De tre kolumnerna svarar mot tre bonitetsnivåer och de streckade linjerna tre vittringsnivåer inom regionen (10, 50, 90 percentil). För Mg ligger percentil 90 (0,14) utanför skalan.



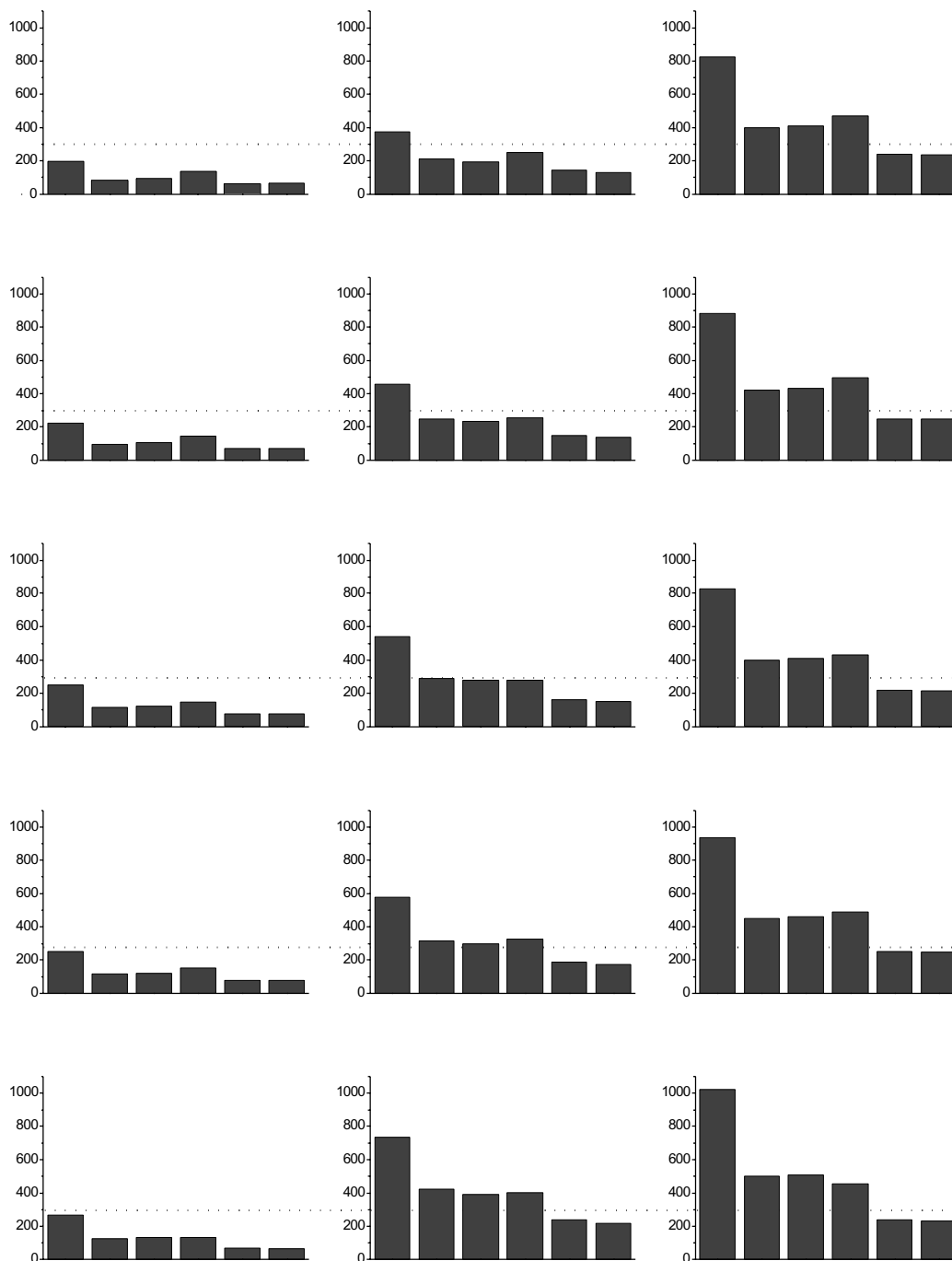
Figur 7:1e. Årligt uttag av biomassa och näring vid olika skördeintensitet i region 5. De första tre staplarna svarar mot uttag i samtliga gallringar och i slutavverkning under en omloppstid enligt: 1) 100 % uttag av all biomassa ovan stubben; 2) som 1 men barren kvar; 3) som 1 men 30 % av grenar och toppar samt 70 % av barren kvar. De tre följande staplarna motsvarar dessa skördeintensiteter med uttag endast i slutavverkning (intensitet 4-6). De tre kolumnerna svarar mot tre bonitetsnivåer och de streckade linjerna tre vitt-ringsnivåer inom regionen (10, 50, 90 percentil). För Mg ligger percentil 90 (0,13) utanför skalan.

Kväve

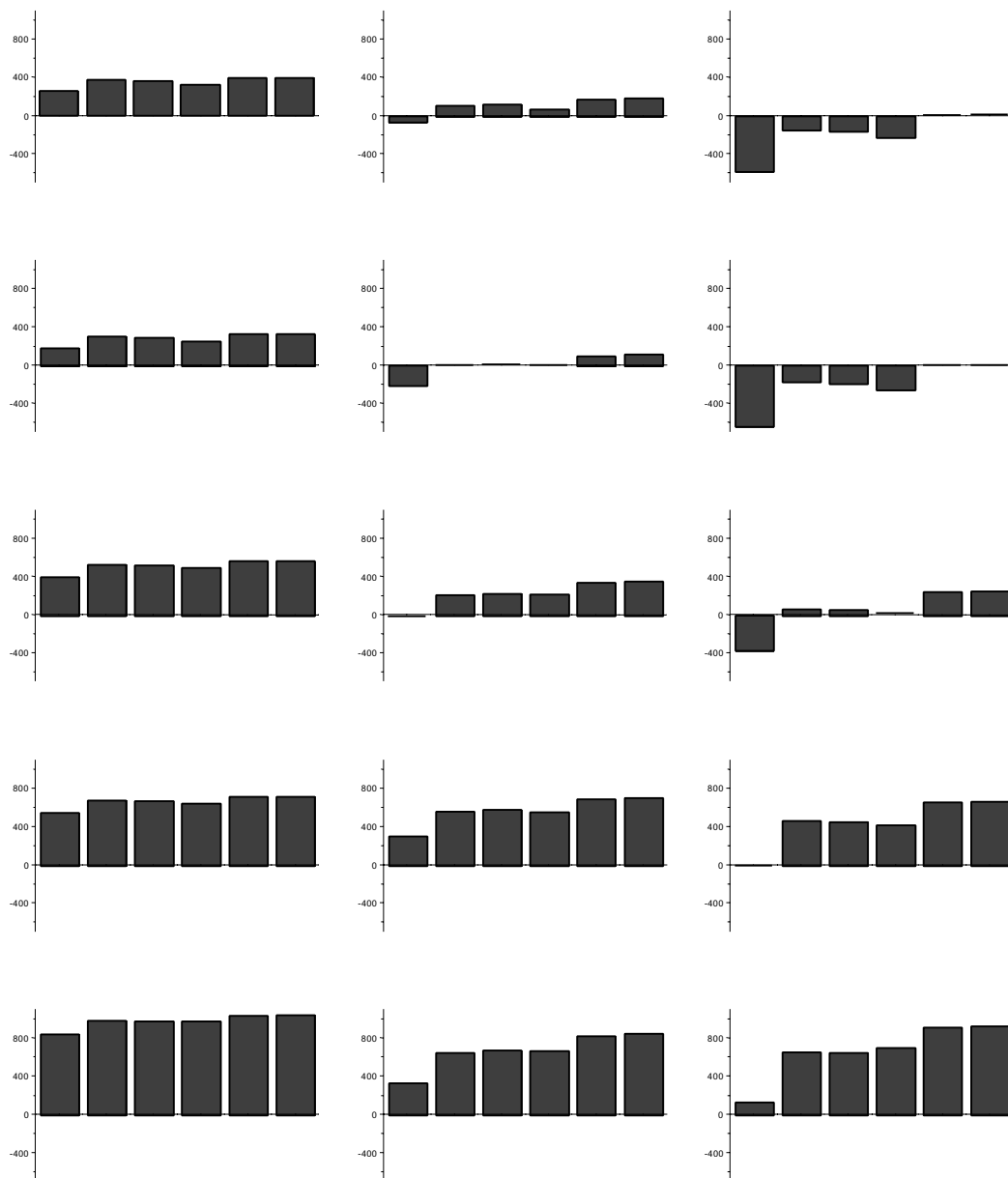
Av figur 7:2 framgår hur stor mängd kväve som tas ut med GROT-uttaget vid de olika skördeintensiteterna. Den av oss rekommenderade maximala kvävekompensationen under en omloppstid, 300 kg/ha, överskrids på de bördigaste markerna vid uttagsnivåerna 2-4 i samtliga regioner, samt i många fall även för medelboniteterna, framför allt i södra Sverige. Om man också tar hänsyn till den regionala kvävedepositionen, kvävefixeringen och utlakningen som anges i tabell 7:4 och lägger in dessa värden i en balansmodell förändras bilden. Om vi förutsätter att höga depositionsnivåer sammanfaller med höga utlakningsnivåer och att kvävefixeringen ligger lika på alla marker inom regionerna så framgår det av figur 7:3 att vi har avsevärd nettoackumulering av kväve vid samtliga skördeintensiteter i södra Sverige, medan underskott i balansen uppstår framför allt i norra Sverige. Endast på de 10 % bördigaste markerna i region 1-3 överskrids den rekommenderade maximala kvävekompensationsnivån under en omloppstid, men då endast vid den intensivaste uttagsnivån med 100 % uttag i samtliga gallringar och i slutavverkning. Dessa beräkningar antyder att det främst är i norra Sverige som det finns ett behov av att kompensera även för det extra kväveuttaget vid skogsbränsleuttag. I södra Sverige däremot kan den stora ackumuleringen av kväve i skogsmarken, med risk för utlakning, vara ett problem. Här kan skogsbränsleuttag vara ett medel att bromsa uppbyggnaden av kväveförrådet. Enligt beräkningarna kommer inte ens det intensivaste uttaget att leda till någon minskning av kväveförrådet i marken, utan endast en minskning av hastigheten med vilket det byggs upp.

Tabell 7:4 Årlig deposition (D), fixering (N-fix) och utlakning (L) av kväve för den 10:e, 50:e och 90:e bördighetspercentilen inom respektive region samt ackumulerad mängd kväve under en omloppstid som användes i balansberäkningarna (kg/ha).

Region	Bördighetspercentil	D	N-fix	L	Omloppstid (år)	D+N-fix+L
1	10	3	1	-1	149	447
1	50	3	1	-1,5	126	315
1	90	3	1	-2	125	250
2	10	3	0,75	-1	145	399
2	50	3	0,75	-1,5	111	250
2	90	4	0,75	-2	90	248
3	10	6	0,5	-1	117	644
3	50	7	0,5	-2	91	501
3	90	8	0,5	-3	84	462
4	10	8	0,25	-1	110	798
4	50	11	0,25	-2	95	879
4	90	14	0,25	-3	81	911
5	10	12	0	-2	111	1110
5	50	16	0	-2,5	79	1067
5	90	20	0	-5	77	1155



Figur 7:2. Kväveuttag med GROT-andelen under en omloppstid för tre bördighetsklasser (kolumn 1-3) i fem regioner i Sverige (rad 1-5) vid olika skördeintensitet. De första tre staplarna i delfigurerna svarar mot uttag i samtliga gallringar och i slutavverkning under en omloppstid enligt: 1) 100 % uttag av all biomassa ovan stubben; 2) som 1 men barren kvar; 3) som 1 men 30 % av grenar och toppar samt 70 % av barren kvar. De tre följande staplarna motsvarar dessa skördeintensiteter med uttag endast i slutavverkning (intensitet 4-6). Den prickade linjen motsvarar maximal rekommenderad kvävekompensation för GROT-uttaget.



Figur 7:3. Kvävebalansen ($D+N\text{-fix}-L-N$ i GROT-uttaget) under en omloppstid med hänsyn tagen till deposition (D), kväve-fixering ($N\text{-fix}$), utlakning (L) och kväveuttag med GROT-andelen för tre bördighetsklasser (kolumn 1-3) i fem regioner i Sverige (rad 1-5) vid olika skördeintensitet. De första tre staplarna i delfigurerna svarar mot uttag i samtliga gallringar och i slutavverkning under en omloppstid enligt: 1) 100 % uttag av all biomassa ovan stubben; 2) som 1 men barren kvar; 3) som 1 men 30 % av grenar och toppar samt 70 % av barren kvar. De tre följande staplarna motsvarar dessa skördeintensiteter med uttag endast i slutavverkning (intensitet 4-6).

Fosfor

Av figur 7:1 a-e framgår att uttaget (stam+GROT) av fosfor med de olika alternativen varierar mellan ca 0,1 kg per ha i region 1 med låg bonitet till över 2 kg per ha i region 5 med bördig skog. Data på tillförsel av fosfor är mycket osäkra. Vittringen har uppskattats till 0,5 till 1,0 kg per ha och år på de flesta ståndorter (Olsson, 1996b). Depositionen kan uppskattas variera mellan 0,05 kg i norr till 0,3 kg per ha och år i söder. Utlakningen är låg, i de flesta fall sannolikt under 0,1 kg per ha och år i skogsmark. En bedömning är att intensivt (100 % i både gallring och slutavverkning) uttag av GROT bör medföra betydande nettoförluster av fosfor i alla regioner. För övriga alternativ är det mer tveksamt om det uppstår nettoförluster. Enbart stamvedsuttag orsakar troligen inte nettoförluster.

7.2.2 Osäkerhet i massbalanser

I den totala baskatjonbalansen ingår också deposition och utlakning (tabell 7:3). Tabellen visar bland annat att tillförseln i form av deposition av baskatjoner är mycket lägre än den beräknade bortförseln i form av utlakning. Om dessa värden stämmer, och även om normala vittringshastigheter räknas in som ett tillskott i balansen, förloras näring från många marker utan att bedriva något skogsbruk alls. Sannolikt illustrerar nettoförluster utan någon skörd av skogsråvara de osäkerheter som råder när det gäller indata till balansmodeller av denna typ, liksom i den av Olsson m. fl. (1993) presenterade modellen (avsnitt 4.1.3). Vittringshastigheten i Olssons modell är en skattning av den medelhastighet med vilken vittringen har pågått sedan inlandsisen smälte. Det är dock inte troligt att vittringshastigheten har varit lika hög under hela den perioden. I modellerna tas inte heller hänsyn till möjligheterna för de biologiska systemen i marken att kompensera för baskatjonförluster genom att öka på vittringshastigheten (Jongmans m. fl., 1997; Dahlberg m. fl., 1996). När det gäller framför allt K, men även Mg, så är markens förmåga att fånga upp dessa ämnen (retentionsförmåga) liten, varför stora delar går förlorade från skogsmarken även vid skörd av enbart stammen (Staafl & Olsson, 1994; Olsson, 1996a; Olsson m. fl., 1996a; Örländer m. fl., 1997a). Med avseende på K och Mg liknar stamskörd därför helträdsuttag mer än vad modellerna anger, varför man inte direkt kan jämföra näringsuttagens storlek vid olika intensitet såsom i figur 7:1 a-e. Nettoeffekten i ”nollalternativet”, med riset kvar, kommer även att bero på hur stor del av näringsämnen i riset som blir kvar på ståndorten och i vilken utsträckning riset ökar utlakningen av näringsämnen från andra förråd i marken.

När det gäller Ca är markens retentionsförmåga emellertid god. Däremot speglar sannolikt inte de erfarenhetstal av trädens och beståndens innehåll av Ca, som använts i balansmodellen, det verkliga behovet. Från laboratorieexperiment vet man att plantor kan ta upp så mycket som tre gånger mer Ca än vad som behövs (A. Göransson, muntl. medd.). Ser vi till fördelningen av Ca i träd från svenska bestånd så indikerar de relativt höga koncentrationerna i stambarken och stamveden (Nykqvist, 1974a) att så kallad ”lyxkonsumtion“ av Ca förekommer. Kalcium väger tungt i modellerna med ca 60 % av antalet mol baskatjoner i uttaget i Olssons modell och drygt det i modellen ovan som bygger på mol laddning. Under förutsättning att upptaget av Ca minskar i samma takt som tillgängligt Ca minskar i marken kan man därför sannolikt reducera det framtida upptaget vid upprepat HTU.

Ytterligare svagheter i Olssons modell är att beräkningarna grundar sig på att bestånden producerar 85 % av idealboniteten, samt att 100 % av avverkningsresterna tas ut vid skörd av hela träd. I själva verket ligger produktionen i Sveriges skogar omkring 80 % av idealproduktionen (S. Wulff SLU, muntl. medd.). När det gäller uttagsnivåer så visade Eriksson (1993) att 67, 76, respektive 66 % av avverkningsresterna togs ut då GROT skotades ihop efter avverkning av tre olika granbestånd på god mark. Av de kvarlämnade avverkningsresterna bestod 80, 78, respektive 77 % av fraktioner < 2 cm grova. Då klenare fraktioner normalt har högre näringskoncentrationer innebär detta att det procentuella näringsuttaget ligger lägre och hamnar

uppskattningsvis någonstans kring 60 % av möjligt uttag. Detta är också bakgrunden till att det i dagsläget kan vara mer relevant att utgå från uttagen 70 % grenar och toppar samt 30 % barr i modellen ovan.

Det är dock inte säkert att vad som är praktiskt relevant i dag är det för all framtid. Om skogsbränslet i framtiden blir ett lönsamt sortiment för skogsägarna kan teknikutvecklingen komma att öka uttagens storlek, åtminstone av den vedartade delen av hyggesresterna, samtidigt som metoder utvecklas för att lämna mer av vissa delar som till exempel de näringsrika barren och de klena kvistarna. Därför är det svårt att bedöma storleken på framtida ”tekniskt spill”.

En annan brist i modellerna rör skattningen av biomassa-uttaget enligt Marklunds (1988) biomassa-funktioner. Dessa grunder sig på empiriska mätningar av biomassans fördelning hos träden i svensk ”normalskog”. Då dessa funktioner tillämpas på modellskogar som har en större slutenhet riskerar man att överskatta den näringsrika barrandelen vilket direkt slår mot storleken på näringsuttagen.

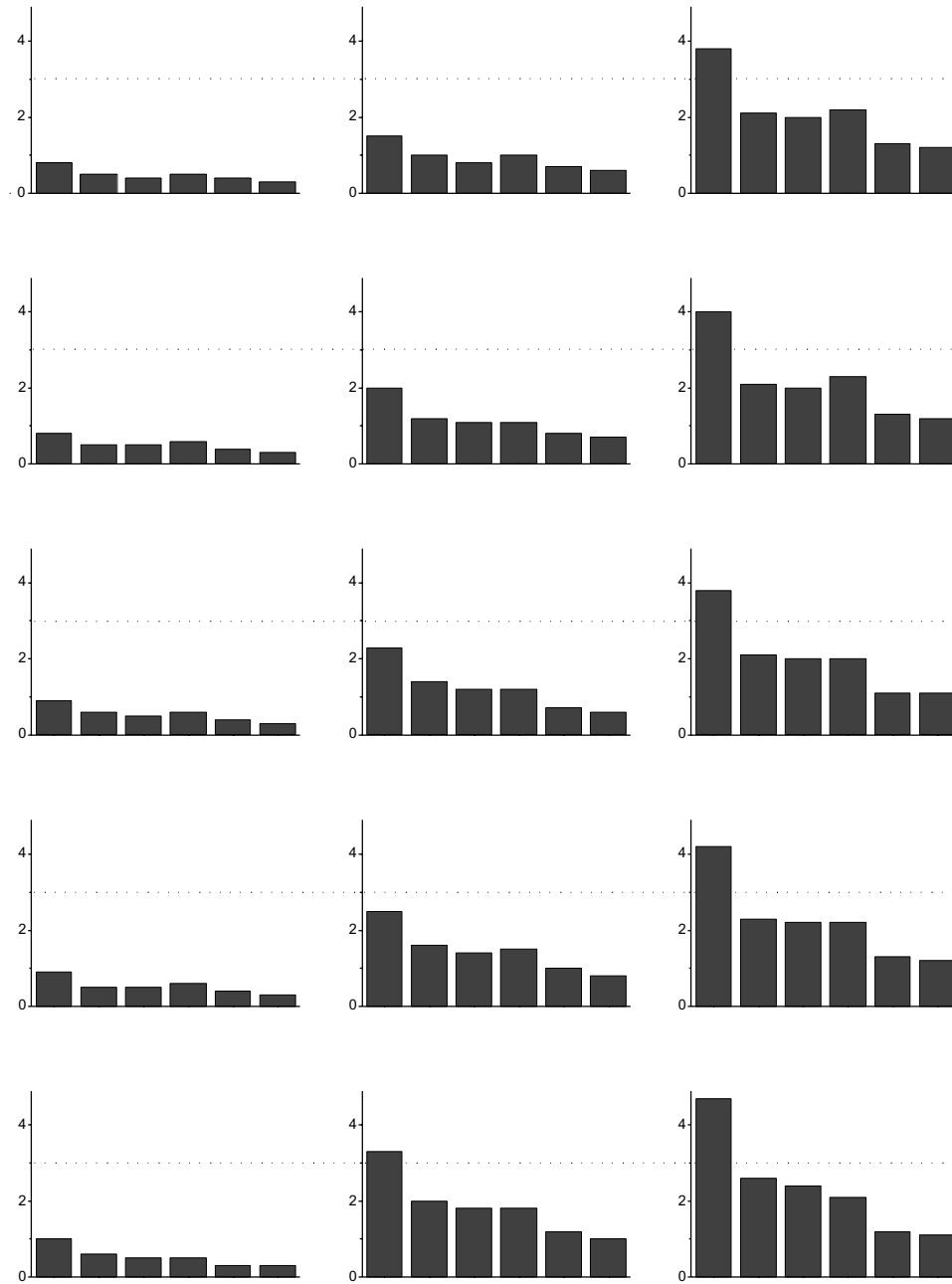
Massbalanser där alla komponenter som ingår i tillförsel och bortförsel (till exempel Sverdrup & Rosén, 1997) finns med har utöver de osäkerheter som diskuterats ovan ofta brister i skattningen av utlakningen, där det är brist på data i synnerhet från norra Sverige. Uppskattningar av depositionen av baskatjoner har sannolikt den minsta osäkerheten (Westling m. fl., 1997). Vittringen, som i Sverdrup & Rosén (1997) är räknad till rotdjup, i medeltal 50 cm i barrskog (lövskog 80 cm), kan vara underskattad om rotdjupet är större än förväntat. Vittringen kan även vara överskattad eftersom alla massbalansberäkningar utgår från att hela markprofilen består av finjord. Så är naturligtvis inte fallet, sten och block kan i medeltal uppskattas till 30-40 % av jordvolymen. Vittringshastigheten av sten och block är inte noll, men omfattningen av vittringen är okänd.

Trots bristerna i balansmodellen så pekar den, för många regioner, kraftigt negativa balansen på att helträdsuttag kan medföra brist på ett eller flera mineralnäringsämnen, dock inte nödvändigtvis de i modellen ingående baskatjonerna. För områden där balansen är negativ kan förlusten sannolikt kompenseras om askan återförs till ståndorten, eller annan näringskompensation sker.

Även om det uppstår negativa balanser i skogsmarken är det inte troligt att uttag av GROT kan orsaka snabba markförändringar. Nettoförlusterna kommer att långsiktigt påverka det utbytbara förrådet av baskatjoner i marken, som på de flesta marker är relativt litet i förhållande till de underskott som kan uppstå efter uttag av både stam och GROT. En teoretisk tömningstakt varierar ofta mellan några få decennier till flera hundra år. I praktiken är det inte troligt att förråden av utbytbara baskatjoner kommer att minska till nära noll. Det som reglerar systemet är i första hand utlakningen där mängden baskatjoner minskar och aciditeten ökar. Det betyder att markens basmättnad i viss utsträckning skyddas av utlakning, men effekten blir att avrinnande vatten får en kvalitet som kan skada vattenkosystem nedströms. Dessutom kan det inte uteslutas att vittringen kan öka vid mycket låg basmättnadsgrad som gör att skogsträden hotas av näringsbrist. Om denna mekanism existerar har den dock inte varit tillräcklig för att undvika en långtgående mark- och vattenförsurning i södra Sverige.

7.2.3 Kompensationsbehov

Av figur 7:4 framgår vilken mängd aska som behöver tillföras skogsmarken för att kompensera för baskatjonuttaget med de olika skördeintensiteterna under en omloppstid. Beräkningarna bygger på att trädaska innehåller samma mängd näringsämnen (förutom kväve) som fanns i skogsbränslet från början (och att fukthalten och andelen oförbränt är noll).



Figur 7:4. Mängd aska (ton/ha) som åtgår för att kompensera för baskatjonuttaget med GROT under en omloppstid för tre bördighetsklasser (kolumn 1-3) i fem regioner i Sverige (rad 1-5) vid olika skördeintensitet. De första tre staplarna i delfigurerna svarar mot uttag i samtliga gallringar och i slutavverkning under en omloppstid enligt: 1) 100 % uttag av all biomassa ovan stubben; 2) som 1 men barren kvar; 3) som 1 men 30 % av grenar och toppar samt 70 % av barren kvar. De tre följande staplarna motsvarar dessa skördeintensiteter med uttag endast i slutavverkning (intensitet 4-6). Beräkningarna grundar sig på en aska med ett baskatjoninnehåll motsvarande 10 kmol laddning/ton. Den prickade linjen motsvarar maximal rekommenderad askkompensation för GROT-uttaget.

Den av oss rekommenderade maximala askgivan under en omloppstid, 3 ton per ha, överstrids endast på de bördigaste markerna vid den intensivaste uttagsnivån för samtliga regioner, samt för medelmarken i region 5. I alla andra fall ligger kompensationsbehovet med aska under den gräns vi rekommenderat.

Kompensationsbehovet i form av dos trädaska kan som tidigare nämnts (se avsnitt 5.2.1) även baseras på en genomsnittlig asktyp, där medelvärdet är beräknat på kemiska analyser av olika idag förekommande asktyper. En sådan beräkning ger inga stora avvikelser från den teoretiskt framräknade gränsen på 3 ton trädaska per ha för kompensation av baskatjoner. Däremot kan fullständig kompensation av vissa näringsämnen med trädaska, till exempel P och K som i viss utsträckning kan förloras vid förbränning och efterbehandling av askan, kräva högre doser. Om det finns kunskap om att en asktyp väsentligt skiljer sig från en genomsnittsaska (till exempel genom inblandning av sand från bäddmaterial) kan modifieringar av dosen, eller tillsats av näringsämnen, övervägas. Om det bedöms som viktigt att utnyttja hela potentialen på bördiga marker där 3 ton aska per ha begränsar uttaget bör miljöeffekterna av högre doser av trädaska, eller trädaska med tillsatser av näringsämnen, undersökas i speciella försök.

7.3 Effekter på skogsproduktion

Bedömning

Helträdsutnyttjande (HTU) kan ge tillfälliga men små tillväxtförluster, främst i granskog, både efter gallring och i nästa generation efter slutavverkning, jämfört med ett system där avverkningsresterna lämnas. För tall uppstår inga tillväxtförluster (höjdtillväxt) efter uttag i slutavverkning, medan uttag i gallring ger samma tillväxtnedsättning som för gran. Tillväxtförlusterna motverkas av en bättre plantetablering efter riståkt speciellt för tall. De kortsiktiga tillväxtnedsättningarna för gran efter slutavverkning kan motverkas genom att lämna barren kvar och sprida dessa på avverkningsobjektet. De långsiktiga (>100 år) effekterna på skogsproduktionen är okända. På finjordsrika och fuktiga marker kan HTU vid röjning och gallring öka risken för rotskador och markkompaktering. Genom en näringskompensation med trädaska på bättre mark (C/N-kvot <30) kan tillväxtförlusten efter HTU motverkas. På svagare mark (C/N-kvot >30) ger asktillförsel sannolikt en viss tillväxtminskning och näringskompensationen behöver innehålla kväve om tillväxtbortfallet skall kompenseras.

En viktig sak att tänka på när man läser om och diskuterar olika effekter av HTU, i jämförelse med det konventionella skogsbruket med uttag av enbart stamveden, är att de flesta effekter är små i den jämförelsen om man ställer dem mot de effekter som uppstår till följd av avverkningsingreppet i sig.

Många av de försöksresultat som redovisats under avsnitt 4.2 representerar extremfall när det gäller skördeintensiteten, då i de flesta fall närmare 100 % av biomassan ovan stubben har tagits ut vid HTU. Dessutom har man i flera fall jämfört med kontrolltytor som fått mer än normal rismängd. En faktor som oftast inte ingår i försöken och verkar i motsatt riktning är effekten av den ökade körningen i bestånden och det faktum att riset vid HTU inte kan användas som underlag för de tunga skogsmaskinerna för att minska rotskador, markskador och markkompaktering. Detta är effekter som slår hårdast i röjningar och gallringar varför särskilda överväganden bör göras innan HTU tillämpas på särskilt känsliga marker, såsom fuktiga finjordsrika marker. Här kan man tänka sig att avstå från alla uttag i röjning och gallring eller att utnyttja den period under året då marken är tjälad.

För gran motsvarar tillväxtnedsettningen ca 2 års tillväxt om helträdsuttaget görs enbart vid slutavverkningen. För tall uppstår inga tillväxtförluster (höjdtillväxt) efter uttag i slutavverkning medan uttag i gallring ger tillväxtnedsettning för både tall och gran. Vid konsekvent helträdsuttag i både gallring och vid slutavverkning visar försöken att en förlust motsvarande 2-4 års tillväxt kan uppstå för gran. För tall har såväl tillväxtökningar som minskningar (max 3 års tillväxtförlust) uppmätts efter upprepade HTU. De försök som visar effekter av upprepade uttag är emellertid ganska få vilket gör tolkningen av resultaten osäker. Den relativt entydiga produktionsminskningen efter HTU i gallring av tallskog pekar dock på att vi bör räkna med tillväxtförluster vid upprepade uttag även i tall.

Förlusten sammanfaller med det tidsintervall när kväve frigörs från avverkningsrester som är kvarlämnade på områden utan riståkt vilket indikerar att de kortsiktiga tillväxtförlusterna främst orsakas av det extra kväveuttaget vid HTU. Detta innebär att kvävemängden i uttaget ger en uppfattning om storleken på den tillväxtförlust som uppstår. Detta kan förklara varför förlusterna blir något lägre vid gallring i tallskog, där en mindre mängd näring är bundet i grenar, toppar och barr, än i granskog samt att den relativa förlusten inte uppvisar något direkt beroende av markens bördighet. Om barren sparas spritt på hygget efter avverkning minskar eller elimineras den kortsiktiga tillväxtförlusten. För att åstadkomma detta krävs en teknikutveckling.

De tillväxtförluster som uppstår motverkas delvis av en bättre plantetablering efter riståkt, en effekt som är speciellt tydlig för tall och förmodligen kommer att vara tydligare i praktiken än i försök.

Långsiktiga effekter på skogsmarkens bördighet av upprepade helträdsuttag är svåra att bedöma men eventuell framtida brist på mineralnäringssämnen kan motverkas genom att trädaska återförs till skogsmarken.

Då HTU tillämpats på medelboniteter, där tall och gran har ungefär samma produktionsförmåga, antyder föryngringsresultaten, med opåverkad höjdtillväxt och högre överlevnad för tallplantor planterade efter HTU, att man med fördel kan välja tall vid föryngringen om det inte finns andra skötselmässiga överväganden som gör att tall bör undvikas. De indikationer som finns på att diametertillväxten hos planterade tallar påverkas negativt indikerar att vi med HTU kan få en annan, ur kvalitetssynpunkt gynnsammare stamform. Denna slankare form är dessutom troligen kopplad till klenare och/eller färre kvistar på tallarna efter HTU. Det vill säga att det vi förlorar i volymproduktion kan tjänas igen genom att vi producerar ett värdefullare virke.

Vid valet mellan ett eller flera uttag under en omloppstid bör man ha i minnet att den relativa andelen barr minskar med trädstorleken. Vid uttag av hela eller nästan hela biomassan ovan stubben medför detta att kostnaden i form av näringsuttag per energienhet skogsbränsle minskar när man rör sig från röjnings- och gallringsskogen till slutavverkningsskogen. Genom detta minskar naturligtvis också kompensationsbehovet per energienhet skogsbränsle med trädstorleken. Detta under förutsättning att enbart GROT tar ut som bränsle. I de fall där även stamveden kan användas för energiändamål (röjning och tidiga gallringar) blir förhållandena annorlunda.

De kortvariga tillväxtförlusterna på fastmark kan motverkas med näringskompensation med kväve. På bördiga ståndorter kan näringskompensation med trädaska vara tillräckligt för att öka kväveutbudet (jämför avsnitt 7.5). På fastmark ger inte asktillförsel några dramatiska effekter, oftast verkar effekten på skogsproduktionen ligga i intervallet 0-10 %. På bördiga fastmarker synes aska ge en ökad tillväxt och på svaga fastmarker en minskad. Underlaget är dock baserat på få studier, särskilt på de svagare fastmarkerna. Det är svårt att avgöra exakt var gränsen går mellan rika och svaga fastmarker.

Effekten på produktionen beror på hur tillgången på oorganiskt kväve påverkas, nettomineralisering respektive -immobilisering. Erfarenheterna från kalkförsök talar för att en gräns kan gå vid en C/N-kvot i humusen på ca 30 (Persson, 1988; Persson & Wirén, 1996). Enligt data från Ståndortskarteringen befinner sig hälften av Sveriges produktiva skogsmarksareal på vardera sidan om denna gräns (jämför Jacobson, 1997b). Men då metoden vid tidigare mätningar har underskattat kolhaltererna är andelen skogsmark med en C/N-kvot > 30 förmodligen större. En ökad skogsproduktion kan således troligen förväntas på fastmarker med C/N-kvot < 30 (de bördiga fastmarkerna) och tvärtom på fastmarkerna med C/N-kvot > 30 (de svaga fastmarkerna).

På dikad torvmark ger asktillförsel en tydlig och varaktigt ökad skogsproduktion.

Beträffande effekterna på skogsförnyringen är kunskapsunderlaget svagt för att bedöma effekterna. Höga doser av lös aska kan vara negativt, speciellt vid frögroningen. Vid doser under ca 3 ton och vid användning av stabiliserade askor verkar effekten på såväl sådda som planterade plantor vara marginell.

7.4 Effekter på fauna och flora

Bedömning

Effekter av ett engångsuttag av barrträds-GROT på djur, växter, svampar och mikroorganismer bedöms vara marginella eller reversibla för de flesta artgrupper. Vid upprepade uttag saknas kunskap, och bestående förändringar av populationer och samhällen av olika organismer på och i marken kan inte uteslutas. De största kunskapsluckorna gäller effekter på organismer i mark, bland annat hur eventuella förändringar påverkar viktiga processer och interaktioner såsom nedbrytning och mykorrhiza. Effekter av GROT-uttag på markflora och markfauna bedöms minska om barren lämnas på hygget, helst jämnt utspridda. Om skotning av ris ej sker under perioden maj-juli så minskar risken för att rishäckande fåglars ägg och ungar förstörs. För vedlevande insekter och svampar bör grövre delar av avverkade lövträd lämnas. Vid skogsbränsleuttag i röjning och gallring bör inte lövträd missgynnas. Biotoper som idag inte utnyttjas av det konventionella skogsbruket bör som regel ej heller nyttjas för uttag av skogsbränslen. Undantag finns, till exempel igenväxande naturbetesmarker, där en insiktsfull utglesning kan vara positiv, och kraftledningsgator, som bedöms kunna nyttjas med ringa restriktioner. Kompensation med aska motverkar långsiktiga förändringar av markkemi till följd av GROT-uttag, men kan ej kompensera för omedelbara negativa effekter på flora och fauna. Dåligt stabiliserade askor har en negativ effekt på markens flora och fauna. Därför bör endast långsamverkande stabiliserade askor användas.

Man kan bedöma effekter av HTU och kompensationsåtgärder på flora och fauna på flera sätt. Ett nödvändigt steg är att bedöma om olika arter ökar eller minskar i antal (i extrema fall lokalt utdöende eller nyetablering) samt om sådana förändringar är bestående eller reversibla. Samma bedömningar bör göras för relativa förändringar mellan olika populationer i växt- och djursamhället. En annan bedömning som bör göras är ifall viktiga biologiska processer och interaktioner kan äventyras (till exempel nedbrytning, predation och mykorrhiza).

Dessa bedömningar görs nedan för effekterna av HTU och kompensationsåtgärder. Effekten har värderats utifrån resultat av olika fältförsök och en "jämkning" för förutsättningar vid praktisk drift. Vidare så identifieras olika substrat och biotoper som är biologiskt värdefulla och där trycket kan komma öka som en följd av ökat skogsbränsleuttag om inte tydliga restriktioner anges.

7.4.1 Effekter av HTU

Markens flora och fauna

Med gjorda studier som ledning kan man kort sammanfatta att växter och djur på och i marken påverkas av HTU. Denna påverkan sker dels genom att ett fysiskt hinder för vegetationen försvinner dels genom en minskad beskuggning av marken och dels genom att markens näringsstatus förändras (Lundkvist, 1983 och 1996; Olsson & Staaf, 1995).

När det gäller olika arters överlevnad, finns inga dokumenterade fall där arter försvunnit till följd av HTU. Detta gäller såväl markväxter, svampar (fruktkroppar) och markfauna. Vid HTU minskar vissa arter medan andra ökar. Det är mycket svårt att värdera sådana förändringar. Flera av de missgynnade växtarterna är kväveälskande. I delar av landet med hög kvävedeposition (södra Sverige) torde artförändringar till följd av HTU vara mindre än i områden med lägre deposition (norra Sverige). Detta har också indikerats i undersökningar, för växter (Olsson & Staaf, 1995). Man kan reflektera över om inte HTU skulle vara en positiv åtgärd i till exempel sydvästra Sverige där depositionen är mycket hög och de nitrofila arterna är gynnade på bekostnad av andra arter.

Man bör väga in att befintlig dokumenterad kunskap härrör från försök där ytor med ris eller barr som varit *jämnt utspridda* jämförts med ytor där *allt* ris tagits tillvara. Jämfört med praktisk drift är detta orealistiska förutsättningar som tenderar att överdriva skillnaderna. Hyggen med rishögar eller strängar med ris och stora partier utan ris borde jämföras med hyggen där viss del av riset och barren tagits ut. Egentligen är varje hygge en mosaik av risrensade ytor och ytor med mångdubbel rismängd. Under högarna kvävs växter som levde i skogen innan den avverkades. Mellan rishögarna utsätts däremot skogsväxterna för fullt solljus ofta med dödlig utgång. Mera sällan förekommer en lagom beskuggning som erhålls på försöksparceller där riset spritts ut jämnt. I ett senare skede kommer de kvävegynnade växterna att växa i eller intill de gamla rishögarna medan andra växter (sådana som gynnas av HTU) kommer att växa mellan rishögarna. Under mark kommer troligen den biologiska aktiviteten att vara större under högarna än mellan dessa.

När riset brutits ner kommer troligen arternas relativa fördelning på risrensade och icke risrensade ytor att med tiden mer och mer likna varandra. Vid ett engångsuttag bedömer vi att vegetationsförändringarna är reversibla. Denna bedömning grundar sig dels på att betydelsen av näringsfaktorn minskar efter hand samtidigt som alla ljuskrävande "hyggesarter" minskar. Detta borde ge utrymme för "gammelskogens" arter i bottenskikt och fältskikt att breda ut sig. För markfauna är kunskapen begränsad. Ganska mycket är känt om småringmaskar och nematoder och här tycks effekterna av HTU vara marginella och reversibla (se Lundkvist, 1996, Sohlenius, 1996, Bengtsson m. fl., 1997 a,b). För insekter och spindeldjur kan effekter av HTU kvarstå länge men förändringarna tycks begränsa sig till minskat antal individer av olika arter och/eller grupper (Bengtsson m. fl., 1997a,b). Med reservation för att upplösningsgraden av flera taxa är över artnivå (släkte, familj, ordning etc.) finns ingen anledning att tro att HTU som ett engångsuttag skulle medföra en artutarmning i marken.

Effekterna av HTU mildras betydligt om barren lämnas jämnt utspridda på hygget (Olsson & Staaf, 1995). Vid ett engångsuttag bedömer vi att det inte är nödvändigt att ta hänsyn till detta, det vill säga båda ris och barr kan troligen tas ut. Denna bedömning är gjord utifrån befintliga studier samt att den verkliga skillnaden mellan HTU och konventionell avverkning är mindre i praktiken än i de olika försöken (se ovan). Vid eventuella upprepade uttag kan det dock vara lämpligt att se till att barren blir kvar. Denna bedömning grundar sig på en försiktighetsprincip. Det är inte visat men kan heller inte uteslutas att upprepad ristäkt kan sänka markens näringsstatus och på så sätt långsiktigt ändra markvegetationens sammansättning (Olsson & Staaf, 1995). Även för markfauna (Bengtsson m. fl., 1997 a,b;) och troligen också för

mykorrhizasvampar (Finlay m. fl., 1997) gäller att förändringarna till stor del är näringsbase-
rade. Vi tolkar detta som att förändringarna minskar om barren lämnas.

När det gäller frågan om barren skall lämnas eller ej, finns det all anledning att återkoppla till praktiska system för skogsbränsleuttag. I dagsläget låter man vid HTU ofta riset torka i små högar innan det läggs i risvälta (Wigren, 1990 och 1992; Bengt Brunberg, SkogForsk, muntl medd.). Jämfört med att riset koncentreras i en sträng i körvägen medför ”bränslemetoden” att det blir något fler men storleksmässigt mindre högar. Om riset ej skall koncentreras till körvägen finns idag stora möjligheter att sprida riset vid avverkning med engreppsskördare. Då skulle ”bränslemetoden” medföra en koncentration av hyggesavfallet. Allt detta har betydelse för hur man resonerar kring barrrens vara eller icke vara på hygget. Sett till skogsmarkens växter och djur torde det vara en fördel om riset sprids jämnt om ris och/eller barr skall lämnas på hygget. I praktiken innebär detta ett avvägande mellan negativa (risk för markskador eller markkompaktering, praktiska nackdelar vid uttag) och positiva (ekologiska) aspekter av att sprida riset.

Alla jämförande studier för markflora och markfauna behandlar vanliga arter. Det är okänt hur till exempel sällsynta markväxters förmåga att överleva hyggesfasen påverkas av HTU. Man kan spekulera i att chansen minskar för många att överleva eftersom riset ger ett visst skydd. Emellertid så är riset i praktiken mycket sällan utspritt på ett bra sätt (se ovan). En god avverkningshänsyn i form av kvarlämnade grova träd och hänsynsytor är troligen viktigare i detta sammanhang.

Det är minst lika viktigt att bedöma indirekta effekter av HTU på markprocesser och interaktioner mellan arter som att bedöma de direkta effekterna på olika organismer. Två viktiga aspekter bör bedömas. Den första gäller markfauna och effekter på nedbrytning. Bengtsson m. fl. (1997 a,b) visar att den totala mängden djur i marken minskar vid HTU. För många grupper skedde en halvering av individantalet. Störst effekt hade HTU på predatorer medan primära nedbrytare ej påverkades på lång sikt. Effekten av detta är okänd. Att en minskning av hyggesavfallet medförde olika effekter på olika trofiska nivåer i näringskedjan stämmer inte med den gällande teori att näringsutbudet kontrollerar mängden konsumenter på alla nivåer i näringskedjan (donor-controlled food webs). Viss försiktighet bör iakttagas. Upprepade uttag av ris med barr kan i värsta fall medföra förändringar som påverkar nedbrytningsprocesser och försämrar markens näringsstatus. Om detta vet vi dock alldeles för lite. Den större kvävedepositionen i södra Sverige gör troligen att marker där är mindre känsliga än i norra Sverige där vegetationen och trädutväxt är mera beroende av en intern kvävecirkulation. På längre sikt kan möjligen andra näringsämnen bli begränsande, men kunskap saknas.

Mykorrhiza är en annan viktig process där stora kunskapsluckor föreligger. Detta är oroande eftersom en stor del av skogsträdens näringsupptag är beroende av samspel med olika mykorrhiza svampar (Dahlberg m. fl., 1996). Preliminära resultat visar att antalet mykorrhizarötter per meter rot minskade vid upprepade uttag (Finlay m. fl., 1997). Resultaten, även om de är opublicerade och preliminära, kan mana till försiktighet särskilt när det gäller upprepade uttag.

Kruuse (1992) bedömde att 10-30 % av grenar och toppar bör lämnas kvar jämnt utspridda som en försiktighetsåtgärd. Med tanke på de kunskapsluckor som råder tycker vi att detta är en rimlig bedömning.

Vedlevande arter

Det är mycket viktigt att HTU inte ytterligare försämrar vedlevande arters förutsättningar att fortleva i livskraftiga populationer. Vi bedömer att så länge som skogsbränsleuttaget är begränsat till toppar och grenar av barrträd så påverkas inga arter på detta sätt.

Detta grundar sig på en genomgång av rödlistorna, där inga arter är beroende av detta material (Databasen, "Produktion och miljö"). Denna databas är visserligen upplagd efter de rödlistor som gällde 1993. En ny lista har sedan dess kommit för växter och svampar, men den innehåller inga avgörande ändringar som påverkar våra slutsatser. Det är dock något av en självuppfyllande profetia att det ej finns rödlistade arter som är beroende av detta material. En viktig grund för bedömning av graden av hot och rödlistning är nämligen hur pass vanlig den speciella ved som respektive art kräver är i dagens skogslandskap. Här vägs många variabler in, till exempel grovlek, nedbrytningsgrad, ljusexponering med mera (se Jonsell m. fl., 1998). Solbelysta toppar och grenar av barrträd finns det än så länge gott om. Bland vanliga (icke-rödlistade) arter finns några som idag bedöms utnyttja företrädesvis toppar eller grenar av barrträd på hyggen (till exempel praktbaggen *Chrysobotris chrysostigma* och tallbocken *Monochamus sutor*). Dessa arter var i naturlandskapet troligen anpassade till skogsbränder, som liksom slutavverkning skapade solbelyst död ved. De har mycket god spridningsförmåga men deras antal skulle säkert minska betydligt i områden med hårt utnyttjande av GROT. Det är därför viktigt att all GROT inte tas tillvara överallt inom varje region.

När det gäller lövträd är situationen något annorlunda. Här kan grova grenar och toppar på hyggen var mycket värdefulla tillskott för sällsynta arter. Detta gäller i synnerhet ädellövträd. Ek intar något av en särställning i detta sammanhang. Dels hyser trädslaget många rödlistade arter (över 200 insekter och spindeldjur på död ekved, Jonsell m. fl., 1998), dels tar det mycket lång tid för en ek att "avkasta" död ved. I brist på gamla döende ekar i skogslandskapet är ektoppar lämnade vid avverkning ett värdefullt tillskott för många arter. Även för arter som lever på björk och asp kan avverkningsrester var värdefulla, men jämfört med ädellövträd dör kvarlämnade träd fortare på hyggen och en god avverkningshänsyn (självklar även för ädla lövträd) kan bättre kompensera ett uttag av avverkningsrester.

Kruuse (1992) anger att ädellövskogar och blandskogar med ädellöv helt bör undantags från HTU. Som argument har hon att ädellövskogar hyser en stor del av alla rödlistade arter. Denna restriktion verkar vara väl svepande och saknar stöd i litteraturen. Ädellövskogar och blandskogar med ädellöv är breda begrepp och deras värde för sällsynta arter varierar mycket. Om avverkning redan har skett finns det inget skäl att helt undanta sådan skog från HTU. Skogarna är artrika och stor hänsyn bör iakttagas vid skörd av GROT på dessa hyggen. Grova lövvedsdelar kan vara viktiga för flera sällsynta arter och bör, som redan påpekats, lämnas i stor utsträckning.

Högre fauna

Effekter av HTU på ryggradsdjur är inte studerad. Fåglar som häckar i rishögar kommer att missgynnas av HTU om skotning av ris sker under häckningstiden. Häckningstiden för de arter som räknas upp som exempel i beskrivningsdelen infaller huvudsakligen från mitten av maj till och med juli. Om skotning undviks under denna tid kommer dessa arters ägg och ungar att till största del skonas. Inga studier har dock visat på hur viktig nisch rishögar är för olika fågelarter, det vill säga hur stor del av populationen som häckar där.

Skogsbränsleuttag i känsliga biotoper mm.

Ett generellt mönster som man kan se när det gäller effekten av HTU på flora och fauna är att HTU i sig medför en mycket mindre störning på ekosystemet än vad avverkningen i sig medför. Vad gäller flora och fauna så påverkas dessa onekligen av HTU, men bland förlorarna finns få sällsynta arter. Man kan därför inte befara att HTU skulle kraftigt förändra hotbilden för rödlistade arter. *En mycket viktig förutsättning är dock att hänsyn vid gallring och slutavverkning inte förändras till det sämre och att vissa hittills utnyttjade, biotoper ej tas i anspråk.* Här kan man befara att skogsbestånd som idag inte utnyttjas av det konventionella skogsbruket, särskilt lövrika biotoper, skulle ligga i riskzonen. I områden med stor efterfrågan på skogsbränslen bedöms att trycket på sådana marginella marker kommer att öka. Några

biotoper som bedöms ligga i riskzonen är: *hagmarker* och övergivna naturbetesmarker, *gamla lövträd* i kulturlandskapet (till exempel i alléer och parker), *skogsbryn* mot åker eller äng, *bränd skog*, *lövbårder* längs sjöar och vattendrag. Med tanke på sällsynta arter bör man i princip ej röra dessa biotoper. För igenväxande hagmarker kan en insiktsfull utglesning vara positiv, men man bör då först rådgöra med flora- och faunavårdsexperter.

Skogsbryn mot det öppna odlingslandskapet är mycket artrika miljöer som kan tåla försiktiga och insiktsfulla ingrepp. Ett hårt utnyttjande av skogsbryn är dock negativt för flora och fauna. En teknisk utveckling som går mot mekaniserad avverkning av bryn och en form av "slyskogsbruk" kan vara lockande rent ekonomiskt eftersom värdefullt bränsle skulle kunna skördas billigt. Detta skulle dock vara förödande för den biologiska mångfalden i odlingslandskapet.

HTU i röjning och gallring kan vara negativt om det ensidigt inriktas på lövträd. En ökad lövträdsinblandning i framtida skogar är viktig för att återställa skogstillståndet till ett mer ursprungligt skick. Inom stora områden på bolagsägda skogar är lövandelen idag låg i medelålders och äldre bestånd på grund av lövsanering under 1960 och -70 talen. Om skogsägarna menar allvar med att återställa lövtillståndet så innebär detta i praktiken att barrträd måste röjas bort till förmån för lövträd. Detta kan redan idag te sig olönsamt för markägaren. Ännu värre kan det bli om det blir stor efterfrågan på klen lövvirke som skogsbränsle. Å den andra sidan kan man möjligen vända på resonemanget och säga att om skogsägaren har målsättningen att öka lövinslaget och därför satsar på att röja bort barrträd så kan skogsbränsle ge ett visst täckningsbidrag.

Skogsbränsleuttag får inte äventyra den generella hänsynen vid slutavverkning. Hänsynsytor och kantzoner mot känsliga biotoper eller vattendrag skall ej utnyttjas, och de så kallade evighetsträden, ofta grova lövträd, bör under inga omständigheter tas tillvara, vare sig de lever eller är döda, stående eller liggande.

Kraftledningsgator kan tas i anspråk för skogsbränsleuttag med små restriktioner och utan allvarliga effekter på flora och fauna.

7.4.2 Effekter av asktillförsel

Brännskador på mossor av aska kan variera från mycket stor till obefintlig. I stort gäller att granulerad eller pelleterad aska har mindre effekter än krossaskor (Kellner & Weibull, 1997; Jacobson, 1996) som i sin tur har mindre effekt än lösaska (Kellner & Weibull, 1997).

Krossaska kan dock variera i kvalitet. Doser på 3 ton och mer per ha av krossaska har gett omfattande brännskador i de två försöken ovan medan brännskador av två olika krossaskor (3 ton/ha) uteblev i ett annat försök (Nohrstedt, 1997a). Skillnader beror med stor sannolikhet på hur väl askorna var härdade. I dagsläget finns ingen metod som kan standardisera, eller åtminstone utjämna graden av härdning för krossaskor.

Spridning av lös aska torde inte vara aktuell dels med tanke på arbetsmiljön vid hanteringen, dels med tanke på att den nästan alltid är för reaktiv. Därtill kan läggas att lös aska kan gynna nitrofila arter på fastmark till exempel hallon, maskros och kruståtel (Rühling, 1996) och torvmark (Ferm m. fl, 1992). Detta är i delar av landet med högt kvävenedfall ej önskvärt med tanke på den pågående eutrofieringen av floran. Inga sådana observationer finns för stabiliserad aska.

Försöken på markdjur ger ingen ledning till vilken typ av aska som är bäst. Endast en studie behandlar effekten av olika typer av askor. Den studien gäller småringmaskar och effekten av bland annat lösaska, krossaska och granulerad aska med samma ursprung (Lundkvist, 1997). I det försöket erhöles inga säkerställda skillnader gentemot obehandlad kontroll i prover tagna 2,5 månader efter behandling. Det finns studier gjorda på olika grupper med lösaska och med

granulerad aska, men i dessa studier omfattas ingen grupp av båda typerna. Lös aska minskar mängden mikrosvampar och förorsakar relativa artförändringar (Bååth & Arnebrant, 1993). Kvalster minskar på kort sikt (Koskenniemi & Huhta, 1986) medan bakterier ökar av lös aska (Fritze m. fl., 1994; Bååth m. fl., 1995). Effekten av granulerad vedaska är studerad för andra djurgrupper (daggmaskar, småringmaskar och protozoer) och tycks ha små effekter på dessa (Rosén m. fl., 1993; Lundkvist, 1996 och 1997).

Skogshöns plockar i sig grus och småsten för att sönderdela maten i krävan. Det finns inga uppgifter på om de kan äta askgranuler eller askkorn och i så fall effekten av detta.

Effekterna av aska på mykorrhiza visar på stora kunskapsluckor. Stabiliserad aska måste dock även här bedömas var överlägsen lös aska eftersom både fruktkroppar och mycelietillväxt kan minska om man tillför lös aska (Erland & Söderström, 1991b; Rühling, 1996). Ett fältförsök med granulerad aska antyder ett negativt samband mellan dos och täthet av mykorrhizarötter (Finlay m. fl., 1997). I samma rapport antydde dock laboratorieförsök att svampbiomassan i rötter ökade vid en giva motsvarande 6 ton per ha jämfört med kontroll och 3 ton per ha.

Meningen med att återföra aska är att kompensera för kemiska förändringar i marken till följd av HTU. På lång sikt motverkar denna åtgärd markförsurning och biologiska förändringar till följd av denna. På kort sikt däremot innebär detta inte att biologiska förändringar automatiskt kompenseras. För flera arter, organismgrupper eller processer kan istället effekterna av HTU och asktillförsel dra åt samma håll. Tabell 7:6 ger en fingervisning om hur HTU och asktillförsel troligen påverkar olika grupper.

Tabell 7:6. Bedömda effekter av HTU och återföring av aska för arter och grupper för vilka data kunnat samlas. Bedömningen bygger på data från fältförsök av Kardell (1992, 1993 och 1996), Olsson & Staaf (1995), Kellner & Weibull (1997), Rühling (1996), Gyllin & Kruuse (1996), Dolling (1996), Ferm m. fl. (1992), Bengtsson m. fl. (1997 a,b), Koskenniemi & Huhta (1986), Lundkvist (1996 och 1997) och Finlay m. fl. (1997).

Art/grupp (asktyp)	HTU	Aska	HTU + Aska
örnbräken (lös)	-	0	-
kruståtel (lös)	-	+	+/-
hallon (lös)	-	+	+/-
blåbär (lös)	(+)	(+)	+
lingon (lös)	+	+	++
väggmossa (lös & kross)	-	-	--
kvastmossa (lös & kross)	0	-	-
björnmossa (lös)	+	-	+/-
renlavar (lös, kross, granulerad)	+	0	+
markkvalster (lös)	-	-	--
småringmaskar (lös, kross, granulerad)	0	0	0
mykorrhiza (granulerad)	(-)	(-)	(--)

Av tabellen framgår följande:

- Tillbakagången av kvävegynnade arter vid HTU kan möjligen kompenseras av asktillförsel med lös aska. Studierna härrör från södra Sverige. Man kan knappast påräkna någon sådan effekt i norra Sverige. Snarare gäller att aska ytterligare missgynnar nitrofila arter där. Det finns inga florastudier på detta men mängden tillgängligt kväve i marken och trädens skogstillväxt minskar (se kunskapssammanställning samt resonemanget om C/N kvot 7.6.2).
- Enligt tabellen torde bärskördarna efter HTU förbättras av spridning av lösaska. Användning av lösaska har dock andra oacceptabla effekter (se kunskapssammanställning).
- Asktilförsel kan ytterligare försämra läget för vissa rovlevande markdjur och möjligen också mykorrhiza.

Sammanställning kan i brist på riktiga data antyda hur HTU med asktillförsel påverkar olika grupper. Detta räcker dock inte och här föreligger stora kunskapsluckor och forskningsbehov. Det finns idag mycket få försök där försöksleden Kontroll, HTU och HTU + Aska finns med. Det är mycket angeläget att anlägga sådana försök inte minst med tanke på effekterna på flora och fauna. Som synes i tabellen finns en klar övervikt för effekten av lös aska. Detta avspeglar delvis vilka försök som gjorts och visar på behovet att undersöka effekten av behandlade askor. Vi bedömer att i de flesta fall så blir effekterna större av en reaktiv aska än en stabiliserad (helst långsamverkande) aska.

7.4.3 Näringskompensation med kväve.

Som beskrivits i andra avsnitt av denna MKB, kan man få tillväxtförluster vid uttag av GROT och av asktillförsel. Kvävegödsling kan kompensera för detta. Tillväxtförluster orsakade av GROT uttag kan i stort sett undvikas om endast riset tas ut och barren lämnas jämnt utspridda.

För effekter av kvävegödsling på flora och fauna hänvisas till en annan MKB (Nohrstedt & Westling, 1995; Westling & Nohrstedt, 1995). Mycket kortfattat kan man sammanfatta att kvävegödsling kan långsiktigt minska mängden renlavar. Utöver detta bedömdes kvävegödsling ha marginella effekter på flora och fauna.

7.5 Effekter på ytvatten

Bedömning

HTU har relativt små kortsiktiga effekter på utlakningen av näringsämnen och försurande ämnen. På lång sikt är en stabil kvalitet på grund- och ytvatten beroende av skogsmarkens egenskaper. Därför måste GROT-uttagens markförsurande effekt motverkas av näringskompensation med basiska ämnen som kan minska utlakningen av försurande ämnen. Det är viktigt att gödselmedlen har låga halter av tungmetaller och andra miljögifter eftersom risken för utlakning finns, men den är sparsamt undersökt. I områden i södra Sverige med stort nedfall av kväve kan uttag av GROT minska utlakningen av kväve och baskatjoner, främst kalium, efter slutavverkning jämfört med att riset sparas. På mycket kväverika marker i södra Sverige finns en risk för ökad nitratutlakning efter näringskompensation med trädaska. Detta kan gälla även färska hyggen i hela landet.

Försurning av mark och vatten är ett av de prioriterade miljöproblemen i Sverige. Uttag av skogsbränslen kan påskynda en försurningsutveckling i skogsmarken. För att hejda en onormalt snabb försurningsutveckling i en stor del av landet krävs att nedfallet av försurande luftföroreningar minskar till låga nivåer. Dessutom krävs att uttaget av biomassa är anpassat till

ståndortens tillförsel av baskatjoner i form av vittring och nedfall. Trots sura marker i en stor del av landet kan skogsträden för närvarande försörjas med näring i form av baskatjoner. Vid låg basmättnad riskeras dock att avrinningsvattnet är episodvis eller ständigt försurat med låga pH-värden och höga halter av aluminium. Avrinningen verkar som en "buffert" som exporterar försurande ämnen om marken blir kraftigt sur. Kraftig och permanent försurning av grund- och ytvatten orsakas av kombinationen sur mark och stort nedfall av starka syror. Utsläppen av försurande ämnen i Europa har minskat kraftigt under den senaste 10-årsperioden och på sikt är målet att de kraftigt försurade skogsmarkerna i delar av Sverige skall återhämta sig, åtminstone till en del. Intensivt skogsbruk kan motverka tillfriskningen och på sikt även skapa nya områden med försurade marker, främst i norra Sverige.

GROT-uttagens effekt på ytvatten kan motverkas med näringskompensation, i första hand trädaska. Effekten av uttaget på mark och vatten är inte akut varför syftet med kompensation är långsiktigt för att motverka markförsurning. Trädaskan måste vara stabiliserad för att uppnå en långsiktig effekt och undvika snabb utlakning till vatten eller jonbytesreaktioner i marken som eventuellt kan öka halterna tillfälligt av till exempel kadmium i avrinningen. Den stabiliserade askan, och andra gödselmedel, måste ha låga halter av tungmetaller och andra miljögifter. Aska har en måttlig eller liten effekt på ytvattnets kvalitet och kan inte med måttliga doser (högst 3 ton per ha) kompensera för tidigare försurning orsakad av luftföroreningar och biomassaavgas.

Näringskompensation med kväve kan orsaka en något förhöjd utlakning till grund- och ytvatten ett eller några år efter behandling. Effekten på vatten kan dock minskas kraftigt om vattennära zoner undviks och övrig hänsyn tillämpas (Norstedt & Westling, 1995; Westling & Norstedt, 1995).

De kustnära områdena i Bohuslän, Halland, Skåne och Blekinge utgör ett specialfall i Sverige på grund av de bördiga skogarna och det höga nedfallet av kväve från luften. I dessa områden är utlakningen av kväve hög efter kalavverkning i synnerhet om grenar och toppar lämnas kvar. GROT-uttag kan minska utlakningen av kväve och baskatjoner, främst kalium, under hyggesfasen. Dessutom kan minskningen av kväveförråden genom stort biomassaavgas eventuellt minska framtida problem orsakade av kväverikedomen. Trots den minskade utlakningen efter GROT-uttag finns ett stort behov av näringskompensation med basiska ämnen för att motverka markförsurning. Tillförsel av aska medför dock en risk för stimulering av nitrifikation och utlakning av kväve, men det är brist på svenska studier som undersökt asktillförsel på mycket kväverika marker (N-halt i årsbarr >14 mg/g).

7.6 Växthusgaser

Bedömning

HTU synes inte permanent påverka markens kolförråd och skogens tillväxt och är därför nära neutralitet vad gäller nettoemissioner av koldioxid. Detta gäller i synnerhet om barren lämnas kvar. Tillförsel av lös aska kan öka avgången av koldioxid från marken. Det möjliga nationella bidraget bedöms dock som relativt litet. Stabiliserad aska minskar troligen avgången, men detta är knappast alls studerat. Askstillförselns påverkan på den nationella skogstillväxten, och därmed den kortsiktiga fixeringen av koldioxid i form av ved, är svårbedömd. Om hela systemet HTU + näringskompensation är helt koldioxid neutralt eller inte kan idag inte bedömas säkert, främst på grund av osäkerheter om effekten av asktillförsel. Trots osäkerheterna är det dock klart att HTU + näringskompensation medför minskade nettoemissioner jämfört med att el och värme genereras från fossila bränslen. Varken HTU eller asktillförsel bedöms ha någon särskilt betydande effekt på omsättningen av metan och lustgas, men studier saknas helt. HTU kan under hyggesfasen möjligen orsaka en viss ökning av markens metanoxidation, jämfört med om GROT lämnas kvar. Skillnaden torde minska eller utebli om barren lämnas kvar.

7.6.1 Uttag av GROT

Den GROT som tas ut för energiproduktion skall ersätta andra energislag, till exempel fossila bränslen eller kärnkraft. En diskussion har förts om användning av GROT är att betrakta som koldioxidneutral. Föreställningen om neutralitet bygger på två antaganden: 1/ att lika mycket koldioxid fixerats i biomassan som sen bildas och släpps ut vid förbränningen, 2/ att en uppeldning av GROT inte långsiktigt genererar avsevärt mer koldioxid än om GROT-en fått ligga kvar i skogen.

När biobränsle ersätter fossila bränslen blir detta sannolikt i de allra flesta fall en positiv åtgärd ur växthusgassynpunkt, men storleken på bidraget kan naturligtvis reduceras om biobränslet avviker från neutralitet. Däremot skulle biobränsleanvändning kunna bidra till växthuseffekten om den inte var neutral och fick ersätta till exempel kärnkraft.

Antagande 1 ovan gäller om förbränningen av GROT är fullständig i de anläggningar där den bränns. Nu är detta tydligen sällan fallet. Enligt Nilsson & Steenari (1996) finns oftast en oförbränd rest i askan, i CFB-pannor oftast < 5 %, men i roster-anläggningar vanligen mellan 10 och 40 %. I askor från förgasningsanläggningar är den organiska resten oftast < 10 %, men enstaka höga värden har rapporterats från flygaska (Jönsson & Nilsson, 1996b). Hur resistent denna rest av organiskt material är mot nedbrytning, om den som del i aska kommer ut i skogen med en asktillförsel, är inte studerat. I och med att höga halter organiskt material är ett hinder mot stabilisering av aska kommer detta sannolikt att framtvunga endera effektivare förbränning eller att dylika askor bränns om. Därmed torde utveckling gå mot mycket låga rester av organiskt material i askor.

Antagande 2 ovan har ifrågasatts av en del forskare. Skälet till detta är att man i nedbrytningsstudier med främst barr tyckt sig kunna se en icke nedbrytbar rest (Reurslag & Berg, 1993; Berg m. fl., 1996). Nedbrytningsstudierna har pågått i ett antal år (uppemot 5) under vilka man sett att nedbrytningen avklingar asymptotiskt. Utifrån detta förlopp har man matematiskt beräknat den troliga resten, som varierat mellan ca 0 och 50 %. Den initiala kvävehalten i barren synes styrande för hur stor resten blir, den ökar med kvävehalt. Granbarr synes ha en större rest än tallbarr. För tallbeståndet i Jädraås har man, utifrån en nedbrytningsmodell med dessa förutsättningar, med god precision kunnat räkna fram det humuslager som man idag kan observera (Reurslag & Berg, 1993). Emellertid beaktades inte ett möjligt bidrag av rotförna i denna beräkning. En aspekt med praktisk anknytning är att i de nedbrytningsstudier med barr som gjorts har förnapåsarna legat väl spridda på marken. Vid en avverkning kommer barren att hamna mer i högar och strängar. Hur detta påverkar nedbrytningsförloppet och storleken på den eventuella nedbrytningsresten är inte studerat.

Barr är dock bara en del av GROT, ca 30 % (se ”typfallen” i avsnitt 7.2). Nedbrytningen av grenar och kvistar är avsevärt mindre studerad än barr. Reurslag & Berg (1993) ansåg att mängden publicerade data är så liten att inga allmängiltiga slutsatser kan dras. Om kvävehalten är viktig även för nedbrytning av vedartat material, kan man anta att den eventuellt onedbrytbara resten borde vara mindre än i barr, i och med att vedartat material har avsevärt lägre kvävehalt än barr och blad. Lundborg (1994b) sammanställde studier där nedbrytningsförloppet hos trädstammar följts under som längst nästan 80 år. Efter så lång tid var nedbrytningen nära nog fullständig. Nedbrytningen hos grenar och kvistar verkar ha följts som längst ca 15 år och under den tiden var viktsförlusterna relativt ringa, oftast < 40 % (Lundborg, 1994b).

Rent intuitivt måste det finnas en viss liten rest av det organiska materialet som är mycket resistent mot nedbrytning. Annars skulle inte skogsmarkens stora kolförråd ha kunnat byggas upp. Den övre halvmeteren av marken på en mineraljord i Sydsverige kan till exempel innehålla uppemot ett par hundra ton kol per hektar (Nohrstedt m. fl., 1996).

Det är dock inte självklart att ovanjordisk förna är avgörande för uppbyggnaden av detta förråd. Växternas rotförna kan eventuellt vara mer betydelsefull.

Ågren (1990) simulerade för två typbestånd skogsekosystemets kolförråd med eller utan uttag av grenar exklusive barr i gallringar och slutavverkningar. Han fann endast en mycket marginell effekt på kolförrådet av att ta ut grenarna, i det ena fallet något positiv och i det andra något negativ. En annan modellsimulering redovisas av Bengtsson & Wikström (1993). De kunde inte heller se tydliga effekter av upprepade GROT-uttag inklusive barr på skogsmarkens förråd av organiskt material. De utförda modellsimuleringarna stämmer väl överens med de empiriska erfarenheterna från flera försök som presenterats av Olsson m. fl. (1996b). Man har inte kunnat finna någon bestående (15 år) skillnad i markens kolförråd beroende på om GROT inklusive barr lämnats eller tagits bort. Mängden kol i GROT inklusive barr i en slutavverkning är ungefär i samma storleksordning som mängden kol i ett humustäcke (till exempel ca 20-40 ton C/ha i södra Sverige). Att lämna GROT blir därför ett momentant betydande bidrag till markens kolförråd. Skälen till att detta uppenbarligen inte får någon tydlig bestående effekt är troligtvis dels att uttaget sett över en längre period endast är en mindre del av den totala förnaproduktionen, dels att ett kvarlämnat GROT kan ge en högre omsättningen av markens organiska material än om det tas bort. Detta kan bero på en högre fuktighet och en jämnare temperatur (jämför 4.1.8).

De data vi hittills anfört tyder på att ett system med HTU ligger nära koldioxidneutralitet. Möjligtvis kan det ha betydelse för effekten på strålningsbalansen att utsläppen av koldioxid från skogsbränslet skiljer sig åt i tiden beroende på om det eldas (vintertid i huvudsak) eller får multna (sommarhalvåret i huvudsak). Detta saknar vi kompetens att kvantifiera och värdera.

En aspekt som kortsiktigt skulle kunna få betydelse för omsättningen av växthusgaser vore om uttag av GROT påverkade skogstillväxten och därmed inlagringen av kol i ved. Det finns en tendens till en marginell och temporär minskad produktion på grund av HTU inklusive barr (se 4.2), motsvarande ett par års tillväxt. Om man räknar med att HTU görs på 100 000 ha per år, skulle det ge en minskad fixering av C på ca 0,2 miljoner ton per år, antaget ett genomsnittlig årlig tillväxt på 4 m³sk/ha (80 % utnyttjande av normalbonitet). Beräkningsmässigt har då tillväxtförlusten förlagts till behandlingsåret (i själva verket är den ju mer utspridd, men samtidigt kommer nya arealer under behandling). Detta kan jämföras med de svenska antropogena utsläppen på 16 miljoner ton eller den årliga nettofastläggningen i stamvirke (på grund av att tillväxt > uttag) på 9 miljoner ton (Eriksson, 1991). Om barren lämnas jämnt utspridda i skogen verkar minskningen av tillväxten helt utebli.

Ovan har uteslutande koldioxid behandlats. Även omsättningen av metan och lustgas påverkas av markanvändning (till exempel Kasimir-Klemedtsson & Klemedtsson, 1996). Vi har inte funnit någon studie som berört denna aspekt vad gäller HTU. Om halten av ammonium i marken blir förhöjd kan markens metanoxidation minska, det vill säga en växthuseffekt indirekt (jämför Steudler m. fl., 1989). Tillgången på oorganiskt kväve torde generellt vara högre där GROT lämnas kvar (Lundborg, 1997). Logiskt borde detta tala för att metanoxidationen skulle vara lägre efter ett konventionellt uttag än efter HTU, åtminstone under hyggesfasen när det finns ett överskott på oorganiskt kväve i marken. Lustgasemission från skogsmark kan ske både via denitrifikation och nitrifikation (Kasimir-Klemedtsson & Klemedtsson, 1996). Denitrifikation förutsätter nitrat och syrefria förhållanden. Den relativa andelen lustgas som bildas ökar med ökad surhet i marken. Vid låga pH kan även nitrifikationen bilda lustgas. På hygget ökar fuktigheten i marken (förutom alldeles ytnära) samtidigt som bildningen och förekomsten av nitrat ökar. Ökningen av såväl fuktighet som nitratbildning är sannolikt större där GROT lämnas än där GROT tas bort (se 4.1) och därmed är också förhållandena för lustgasemission mest gynnsamma där GROT lämnas. En studie av lustgasemission på ett hygge med
varierande

tillgång på nitrat (på grund av tidigare kvävegödsling) fann ingen effekt av den varierande tillgången (Nohrstedt m. fl., 1994). Detta talar emot att lustgasemissionen skulle påverkas särskilt mycket av om GROT lämnas eller tas bort. För både metan och lustgas gäller att möjliga skillnader mellan HTU och konventionellt utnyttjande minskar eller uteblir om barren lämnas kvar.

7.6.2 Näringskompensation

Lös aska ökar tydligt markens kolomsättning (se 5.3.4). Nästan inga studier har kvantifierad förlusterna, men data över halter tyder på att 15 % av humusmängden kan ha förlorats efter 10 år. Ett normalt svenskt humuslager torde innehålla ca 35 ton C per ha (enligt muntl. medd. från Erik Karlton på Ståndortskarteringen är den genomsnittliga humusmängden på svenska podsoler ca 90 ton/ha; med en C-halt på 40 %, vilket är normalt enligt egna data, ger det ca 35 ton C/ha). Detta skulle betyda en genomsnittlig årlig förlust på ca 0,5 ton C per ha. Om vi antar ett års asknings-areal på 100 000 ha (ca 1/2 slutavverkningsarealen) blir det nationella bidraget 0,05 miljoner ton C per år. Om vi däremot antar tio års askprogram av nämnda storleksordning och att ökningen i avgång varar minst 10 år blir bidraget genast tio gånger större, det vill säga 0,5 miljoner ton per år. Detta är ca 6 % av inlagringen av kol i skogens nettotillväxt (jämför 7.6.1). För närvarande saknas det förutsättningar att bedöma varaktigheten i den ökade koldioxidavgången när lös aska används. De upprepade provtagningarna i försöket i Ringamåla (Bramryd & Fransman, 1995; Rühling, 1996; Fransman & Nihlgård, 1997) tyder möjligen på att avgången sker snabbt under några få år efter behandling, eftersom kolhaltsnedsättningen verkar ha varit störst i början. Tyvärr gjordes inte kvantifieringar av kolförrådet varje gång. Emot att koldioxidavgången endast sker under en kort tid efter behandling talar ett par rapporter som har visat ökad respiration under åtminstone tre-fem år efter asktillförsel (Bååth & Arnebrant, 1994; Fritze m. fl., 1995). Om granulerad aska används verkar kolförrådet inte påverkas märkbart, åtminstone inte kortsiktigt (Fransman & Nihlgård, 1997). Krossaskor är inte studerade ännu vad gäller kolomsättning, men torde utgöra ett mellanting mellan lös och granulerad aska.

Asktillförsel kan påverka skogstillväxten (se 5.3.12). Skogstillväxt innebär en temporär inlagring av växthusgasen koldioxid i form av ved (se 3.2.1). På fastmark är det inga dramatiska effekter av asktillförsel på skogstillväxten, de verkar ligga i intervallet 0-10 %. Aska synes på bördiga fastmarker ge en ökad tillväxt och på lite svagare fastmarker en minskad tillväxt. Underlaget är dock bristfälligt, särskilt på de lite svagare fastmarkerna. Det är svårt att avgöra exakt var gränsen går mellan rika och svaga fastmarker. Effekten på produktionen beror på hur tillgången på oorganiskt kväve påverkas, nettomineralisering respektive -immobilisering. Erfarenheterna från kalkförsök talar för att en gräns kan gå vid en C/N-kvot i humusen på ca 30 (Persson, 1988; Persson & Wirén, 1996). En ökad skogsproduktion kan således troligen förväntas på fastmarker med C/N-kvot < 30 (de bördiga fastmarkerna) och tvärtom på fastmarkerna med C/N-kvot > 30 (de svaga fastmarkerna). Hur stor del av den svenska skogsmarken befinner sig då på vardera sidan om en C/N-kvot i humusen på 30? Enligt data från Ståndortskarteringens första omdrev befinner sig ca hälften av fastmarksarealen på vardera sidan om denna gräns (jämför Jacobsson, 1997b). Enligt uppgift (E. Karlton SLU, muntl. medd.) är dock kolhalterna underskattade i proverna från det första omdrevet. Det innebär troligen att mer än hälften av landets skogliga fastmark har en C/N-kvot över 30. Proverna från det andra omdrevet analyseras nu med en annan metod än proverna från det första (torrförbränning respektive våtoxideration). Från det andra omdrevet finns ännu endast ett mycket mindre antal prover analyserade än från det första. Podsolen är landets helt dominerande jordmånstyp. Vi kan därför anta att huvuddelen av en eventuell asktillförsel kommer att ske på denna jordmånstyp. Enligt data från det andra omdrevet har ca 75 % av landets podsoler en C/N-kvot över 30. Om en eventuell asktillförsel fördelar sig jämnt över landet är det därför rimligt

att anta att huvuddelen av den areal som kommer att behandlas kommer att få en något minskad skogstillväxt. Påverkan på det nationella produktionsresultatet kan dock bli något mindre ogynnsamt i och med att de bördiga markerna har en större andel av produktionen än dess relativa yta antyder. Därtill kommer en tydligt ökad skogsproduktion på torvmark, om askan används där. Sammanfattnings är asktillförselns påverkan på den nationella skogsproduktionen mycket svårbedömd med tanke på det bristfälliga försöksunderlaget och frågetecknen kring skogsmarkens C/N-kvot och hur asktillförseln kommer att fördela sig över jordmånstyper. Därmed låter sig inte heller dess effekt på inlagring av koldioxid i form av ved enkelt bedömas.

Det är möjligt att annan näringskompensation med P eller K kan komma att behövas. Dessa medel verkar snarast minska markens kolomsättning, men antalet studier är samtidigt få (Nohrstedt, 1997b). Om man vill motverka tillväxtförluster av HTU och/eller asktillförsel på de svagare markerna är kvävetillförsel den enda möjligheten. Kvävetillförsel har en tydligt positiv effekt ur växthusgassynpunkt vad gäller koldioxid (jämför Nohrstedt & Westling, 1995).

Hur omsättningen av metan och lustgas mellan mark och atmosfär påverkas av asktillförsel är oss veterligen inte studerat. Markens metanoxidation kan minska om halten av ammonium i marken blir kroniskt förhöjd (Steudler m. fl., 1989). Det finns inget i kunskapssammanställningen (avsnitt 5.3.5) som tyder på att aska ger den effekten i skogsmark. Kalkning gav inte heller någon effekt på metanoxidation i ett försök på Västkusten (Kasimir-Klemedtsson & Klemedtsson, 1996). Lustgasemission från skogsmark kan ske både via denitrifikation och nitrifikation. Denitrifikation förutsätter nitrat och syrefria förhållanden. Den relativa andelen lustgas som bildas ökar med ökad surhet i marken. Vid låga pH kan även nitrifikationen bilda lustgas. Asktilförsel verkar generellt inte gynna nitratbildning och nitratillgång i marken, varför en ökad lustgasavgång verkar osannolik. Kasimir-Klemedtsson & Klemedtsson (1996) fann till och med tecken på minskad lustgasemission efter kalkning, men variationen inom behandling var stor. Kvävegödsling kan minska markens metan-oxidation (jämför Steudler m. fl. 1989), men effekten är endast temporär och kan på sikt till och med öka i och med att humustäckets mäktighet ökar (Börjesson & Nohrstedt, 1997). I två svenska studier fann man ingen ökad lustgasavgång efter kvävegödsling (Nohrstedt, 1988; Nohrstedt m. fl., 1994). Om koldioxid, metan och lustgas samtliga vägs in, bedömdes nettot av kvävegödsling att vara gynnsamt när det gäller växthuseffekten (Westling & Nohrstedt, 1995).

7.7 Miljögifter

Bedömning

Uttag av GROT innebär en smärre och troligen inte särskilt betydelsefull avlastning av skogsekosystemet på miljögifter som tungmetaller, radionuklider och organiska miljögifter. Huvuddelen av dessa ämnen finns nämligen i marken. Det har inte studerats om det finns någon negativ effekt, vad gäller miljögifter, av att låta bli att ta ut GROT. Tillförsel av aska innebär att vissa av miljögifterna i GROT återförs till skogsmarken, till exempel tungmetaller och cesium. Dessutom kan organiska miljögifter spridas med askan. En del av dessa kan ha funnits i bränslet, andra kan ha bildats vid förbränningen. Dioxiner har påvisats i en del utländska trädbränsleaskor. Om biologiskt betydelsefulla halter av dioxiner finns i svenska askor bör utredas innan tillförsel till skogen sker i stor skala. Trädbränsleaskors innehåll av miljögifter innebär en viss nackdel vid en tillförsel till skogen, men de eventuella negativa effekterna torde vara marginella om denna MKBs förslag beaktas. Det finns dock skäl att löpande ha kontroll över spridningen av miljögifter med askan. SSI utkommer under 1998 med föreskrifter angående radioaktiva ämnen.

7.7.1 Tungmetaller

Redan idag anses södra Sverige ha sådana halter i marken att en negativ inverkan på skogsmarkens näringsomsättning inte kan uteslutas. Uttag av GROT innebär att skogsmarken avlastas på tungmetaller. Uttagets exakta storlek låter sig för närvarande inte beräknas i brist på data. Vi tror inte att uttag/lämnande av GROT har någon betydelsefull inverkan på tungmetallers tillgänglighet, möjligen med undantag för hyggesfasen.

Asktillförsel kan åtminstone temporärt öka halten av tungmetaller i svamp, växter, markdjur och avrinnande vatten. Redan utan asktillförsel har idag bär och svamp ofta Pb-halter som överskrider Livsmedelverkets gränsvärden för olika livsmedel. Negativa biologiska effekter i bäckar på grund av utlakat Cd kan för närvarande inte uteslutas med tanke på vilka haltförändringar som indikerats i mark- och ytvatten. Kvävetillförsel, som kan behövas på vissa ståndorter där GROT tas ut, kan temporärt ge en ökning av Cd och Zn i markvatten. Om en sådan effekt också fås i bäckvatten är idag inte känt.

Vår bedömning är att de kortsiktiga negativa effekterna blir acceptabla med en väl stabiliserad aska i en dos som inte överskrider 3 ton/ha. Den långsiktiga effekten av asktillförsel på tungmetallers tillgänglighet är dock inte särskilt välundersökt och måste därför bli föremål för fler studier. Aska bör inte tillföras skogsmarken så att en nettoupplagring av tungmetaller sker. Mer data om tungmetalldata i GROT bör tas fram så att en balanserande dos för återföring mer exakt kan beräknas.

Tungmetaller är ämnen som nyttjas av den mänskliga civilisationen, men som samtidigt innebär stora miljörisker när de sprids ut okontrollerat, vilket har skett från jordbruk, metallurgisk industri, energiproduktion (fossila bränslen), trafik och tandvård. Hos djur och människor kan tungmetaller i extrema fall förorsaka skador på centrala nervsystemet, njurar, skelett och fortplantning (Anon., 1982 och 1987).

Vid stora svenska punktutsläpp från metallindustri (Gusum, Rönnskärsverken) har skogsbestånd dött. En storskalig effekt av tungmetaller kan vara en minskad näringsomsättning i skogsmarken (Anon., 1993e). En sådan effekt kan uppkomma redan vid en förhöjning av tungmetallhalten på 3-5 gånger bakgrundsnivån. Det gäller metallerna Cd, Cu, Hg, Pb och Zn. I södra Sverige anses halterna av Hg och Pb redan ha nått en haltförändring där negativa effekter inte kan uteslutas på skogsmarkens näringsomsättning. Internationella utsläppsbegränsningar sedan 1970 har gjort att mängden tungmetaller i skogsmarken i flera fall har börjat minska. I södra Sverige synes dock opplagringen av Cd, Hg och Pb fortsätta. Planerade utsläppsbegränsningar antas få till följd att utvecklingen stoppas upp för Cd och Pb, däremot råder stor osäkerhet kring utvecklingen för Hg.

Skogsbruket måste beakta tungmetallproblematiken. HTU innebär en avlastning av skogsekosystemet på tungmetaller. Exakt hur stora uttagen blir är för närvarande osäkert på grund av brist på data över tungmetallhalter och -mängder i trädbiomassa. En återföring av ren skogsbränsleaska innebär sannolikt att merparten tungmetaller återförs, åtminstone i det fall inte förluster skett vid förbränning och asklagring. En nettoupplagring kan bli fallet om överkompenenserande doser eller förorenade blandaskor kommer till användning.

Skogsstyrelsens och Naturvårdsverkets nu gällande policy är att aska inte får återföras i en sådan omfattning att tillförseln av tungmetaller långsiktigt överskrider skördeuttaget (Anon., 1994a). Kortsiktigt får inte tillförsel av aska ske så att markbiologiska processer skadas. Man anger också en max-tillförsel per skogsgeneration. Till exempel för Cd anges denna gräns till mellan 30 (norr 64°N) och 100 (söder 60°N) g per ha. Med en medelhalt Cd i aska på 7 g/ton aska, innebär det att en asktillförsel på mellan 4 och 14 ton vore möjlig per skogsgeneration. Motsvarande mängd för Cu, som kanske är mest kritisk ur markbiologisk synpunkt, är mellan 4 och 9 ton.

Om dessa max-doser tillämpas kommer inte tungmetallfrågan att lägga hinder i vägen för att återföra de askmängder som behövs för näringskompensation, förutsatt en genomsnittlig träd-bränsleaska.

Vi har emellertid svårt att förstå skälet till att det anses möjligt att tillföra mer tungmetaller i södra Sverige än i norra, när samtidigt ackumuleringen i södra Sverige redan bedöms ligga på en nivå där negativa effekter inte kan uteslutas. Detta är ologiskt. Vi bedömer att en minskning av skogsmarkens tungmetallinnehåll är önskvärd, åtminstone bör inte asktillförsel efter HTU leda till en nettoökning. I denna balans bör tungmetalluttaget med stammarna kunna räknas med, men för närvarande saknas data för att bedöma uttaget både med stammar och GROT. Tillsviare måste därför askdoseringen baseras utifrån andra faktorer, till exempel balans i kalkverkan.

I de empiriska studier som skett i samband med tillförsel av aska till skog har någon hämning av den markbiologiska aktiviteten, vilken skulle kunna kopplas till askans tungmetallinnehåll, inte kunnat observeras. I dessa studier har aska tillförts utan att GROT tagits bort, det vill säga att asktillförseln inneburit en ökad mängd tungmetaller i markens ytskikt. När det gäller lösa askor har den generella responsen i undersökta humusmaterial istället varit en ökad markbiologisk aktivitet (respiration/nedbrytning) som kan kopplas till pH-höjningen som askan resulterar i. Fritze m. fl. (1995) menar till och med att askan genom sin pH-höjande effekt kan minska markorganismernas känslighet för tungmetaller. Kortsiktigt torde därför inte en asktillförsel i rimliga doser vara ett hot mot den markbiologiska aktiviteten. På längre sikt, när pH-effekten ebbat ut, kan dock en ökad tungmetallmängd möjligen bli kritisk för skogsmarkens näringsomsättning. Slutsatsen av detta är att den markbiologiska aktiviteten kortsiktigt tål en nettotillförsel av askans tungmetaller. Däremot måste vi avråda från en kontinuerlig nettotillförsel. Under en skogsgeneration bör därför asktillförsel motsvaras av en lika stor bortförsel av tungmetaller med biomassa.

Asktillförsel ger många tydliga tecken på en temporär ökning av tillgängligheten på tungmetaller (se 5.3.10). Ett par studier (Eriksson, 1996; E. Ring, SkogForsk, muntl. medd., 1997) tyder på att den initiala ökningen, åtminstone den som kan ses i markvatten, är i huvudsak betingad av i marken adsorptivt bundna tungmetaller.

De max-halter av Cd som uppmätts i markvatten under rotzonen efter tillförsel av aska har varit anmärkningsvärt höga, 1-2 µg/l. Bakgrundshalten är oftast under 0,1 µg/l. Det vore olyckligt om halter av den storleksordning som erhöles i markvattnet också kom att uppstå i bäckvatten. De uppmätta maxhalterna i markvattnet skulle kunna skada akvatiskt liv i rinnande vatten om de uppnåddes även där (jämför Anon., 1993e; Karlsson-Norrgren, 1985). En haltförhöjning av storleksordningen 2-5 gånger bakgrunden anses redan det vara tillräckligt för biologiska effekter i vatten (Lithner, 1989). Den i markvattnet uppmätta max-halten på 1-2 µg/l är högre än Livsmedelsverkets gränsvärde "tjänligt med anmärkning" (1 µg/l) för dricksvatten och inte så långt under gränsvärdet "otjänligt" (5 µg/l) (Anon., 1993f). Vid halter över det högre gränsvärdet anger Livsmedelsverket att det föreligger risk för kroniska hälsoeffekter vid långvarigt intag och att sådant vatten ej bör användas för dryck och livsmedelshantering. Nu används ju normalt inte bäckvatten till dricksvatten av människor, men de angivna gränsvärdena antyder att negativa effekter eventuellt kan finnas för fauna som lever i eller på annat sätt nyttjar rinnande vatten.

Mätningar i bäckvatten är ännu mycket fåtaliga och för närvarande finns data från endast två undersökningar (Rosén m. fl., 1993; Westling & Orth, 1997). I den första undersökningen (Rosén m. fl., 1993) fann man ingen påverkan på halten Cd och Zn i bäckvatten efter askning av ett helt avrinningsområde. Tyvärr redovisas det inte ordentligt hur länge efter behandlingen som undersökningen pågick. I den andra studien (Westling & Orth, 1997) ökade Cd-halten i bäckvatten från 0,1 till i genomsnitt 0,4 µg/l (volymvägd medelhalt) under det första året efter

gödsling med ca 2 ton granulerad aska och 3-4 ton dolomit per ha. Om effekten beror på askan, kalken eller både och går inte att bedöma utifrån studien. Haltökningen är av den storleksordningen att biologiska effekter inte kan uteslutas (jämför Lithner, 1989). I synnerhet som vissa max-halter måste ha varit högre i och med att det angivna värdet var en volymvägd medelhalt.

För blåbär och i synnerhet svamp finns flera exempel på att tillförsel av aska tenderar att åtminstone temporärt höja halterna av flera tungmetaller (se 5.3.10). Den långsiktiga effekten är oklar och relativt lite undersökt. En studie på blad av lingon och blåbär fann ingen långtidseffekt (7-8 år efter behandling). Nio år efter asktillförsel fann man i svamp såväl lägre som högre värden, det vill säga ingen enhetlig bild. Kan eventuella förhöjningar av tungmetaller i växtmaterial inverka menligt på djur eller människor som förtär det? Livsmedelsverket har för närvarande gränsvärden endast för Pb och Hg (fisk) vad gäller tungmetaller i livsmedel. Gränsvärden för Cd lär vara under framtagande inom EU. För Pb varierar gränsvärdet mellan olika livsmedel (Anon., 1993g). Det högsta är 0,3 ppm och avser storbladiga grönsaker. För bär gäller 0,1 ppm. För svamp finns inget värde angivet. Bär av lingon eller blåbär från obehandlade ytor har en Pb-halt som är ≤ 1 ppm (Rühling, 1996; Nilsson & Eriksson, 1997a), det vill säga i flera fall klart över rådande gränsvärde. Svampar är kända för att ha höga halter av tungmetaller. I Rühlings material från södra Sverige varierade Pb-halten mellan 0,1 och 6 ppm (2,1 i medeltal), det vill säga i många fall avsevärt högre än rådande gränsvärden för andra livsmedel. För prov på några arter i Uppland redovisar Eriksson m. fl. (1984) Pb-halter i intervallet 0,2-2,1 ppm. För både bär och svamp finns således risken att en asktillförsel kan höja dessas halt av Pb ytterligare över Livsmedelsverkets värden. Därmed kan både människor och djur få i sig mer tungmetaller efter asktillförsel. För människor torde det eventuellt ökade intaget sakna betydelse med tanke på hur liten andel av födointaget som utgörs av bär och svamp. Skogsmarkens växter och svampar äts ju inte bara av människan, utan av skogens djur. Om en viss temporär ökning av tungmetallintaget har någon betydelse för dessa kan för närvarande inte bedömas i brist på underlag.

På vissa ståndorter är det troligt att kvävetillförsel behövs för att upprätthålla näringsbalans och skogsproduktion. Hur påverkar detta i så fall tungmetallproblematiken? Kvävegödselmedel har mycket låga halter av tungmetaller, vilket innebär att man inte behöver räkna med någon tillförsel på grund av gödsling. Däremot kan kvävetillförsel under ett par år efter tillförsel ha en stor effekt på tungmetallhalten (Cd, Zn) i markvatten, till och med större än för tillförsel av aska (E. Ring SkogForsk, muntl. medd). Effekter i bäckvatten kan inte uteslutas, men är ännu inte undersökta. Ökade halter av Al har inte erhållits i bäckar, trots stora ökning- ar i markvatten (Edlund, 1994). Möjligtvis är det samma förhållande för Cd och Zn, men det vet man ännu inte. Flera undersökningar har utförts över om kvävegödsling påverkar halten Al och tungmetaller i växter. I bär och blad av lingon och blåbär har man inte sett någon effekt (Nohrstedt & Westling, 1995). I svamp har man inte heller sett någon effekt på Al och flertalet tungmetaller. I en studie av Eriksson m. fl. (1984) fanns man dock förhöjda halter av Cu och Zn under 1-2 år efter gödsling. Kvävegödsling bör av flera skäl, bland annat av risken för temporärt förhöjda halter av Cd och Zn i bäckvatten, inte utföras samtidigt som asktillförsel. Helst bör det gå flera år emellan.

Om GROT lämnas blir dess innehåll av tungmetaller också kvar. Det är inte studerat om det blir någon skillnad i tungmetalltillgänglighet beroende på om GROT tas ut eller lämnas kvar. Långsiktigt kan man möjligen tänka sig en ökad tillgänglighet på grund av att mer finns kvar i systemet. I motsatt riktning verkar det förhållandet att riståkt påverkar markens surhet. Tungmetallers tillgänglighet ökar om marken blir surare. Om GROT tas ut blir humuslagrets pH 0,1-0,4 enheter lägre än om GROT lämnas (se 4.1). I mineraljorden har dock ingen effekt erhållits på pH-värdet. Teoretiskt skulle det verka i riktning mot att uttag av GROT ökar tillgängligheten i förhållande till om GROT lämnas. Med tanke på de små pH-skillnader som uppstår

i humusen, och att mineraljorden inte påverkas, är dock vår bedömning att ristakten inte kan ha en annat än en mycket marginell effekt på den långsiktiga tillgängligheten av tungmetaller. Kortsiktigt är det möjligt att det kan bli en ökad utlakning av tungmetaller (Cd, Zn) på grund av det ökade nitratflödet som kan uppkomma om GROT lämnas vid slutavverkning, jämfört med om GROT tas bort.

7.7.2 Klorerade organiska miljögifter

Mycket lite är känt om förekomst av organiska miljögifter i GROT och trädaskor och därmed förknippade risker för människa och miljö. Detsamma gäller förekomst och omsättning i skogsekosystemet. Det går därför för närvarande inte att bedöma om ett system med HTU och asktillförsel innebär minskad eller ökad förekomst av dessa ämnen i skogen. HTU i sig innebär troligen en viss avlastning, åtminstone i det fall barren tas med. I barrenes vaxskikt finns organiska miljögifter lösta. Vissa asktyper kan hålla mycket höga halter PAH och en tillförsel av sådan aska till skog innebär en betydande kontamination. Askor som ska spridas i skog bör ha en låg PAH-halt, förslagsvis under 0,5 ppm. En eventuell förekomst av dioxin i trädaskor bör klargöras innan en storskalig asktillförsel kommer till stånd. Organiska miljögifter tas troligen inte upp av skogsmarksväxternas rötter, men det finns andra möjliga spridningsvägar till såväl växter som djur.

Det gemensamma för många organiska miljögifter är att de bygger på bensenringar och är klorerade. Exempel är PCB, PAH och dioxiner. Föreningarna är fettlösliga och kan därför anrikas i organismer och näringskedjor.

Om denna typ av föroreningar förekommer i aska kommer de att spridas till skogsmarken. Eftersom nedbrytningstakten oftast är låg (halveringstider på flera år) kommer de att finnas kvar i marken under lång tid. Därigenom kan de utgöra en kontamineringsrisk. Växter anses inte ta upp den här typen av föreningar via sina rotsystem (Briggs m. fl., 1982; Jones & Sewart, 1995) och inte heller verkar det ske någon markant translokering inom växter (Suzuki m. fl., 1977; Fries, 1982). Nämnade studier är dock gjorda för jordbruksväxter och om skogsmarksväxter fungerar lika i detta avseende är inte känt.

Även om växter inte tar upp dessa ämnen via rötterna finns flera spridningsvägar från en markkontamination till människa (Jones & Sewart, 1995). Om ämnena förekommer i luften kan de lösa sig i växternas vaxskikt. Bland annat tallbarr används av den anledningen för övervakning av förekomst av dessa miljöföroreningar (till exempel Jensen m. fl., 1992; Sinkkonen m. fl., 1995). Ämnen som tillförts marken kan avdunsta och sen hamna i växternas vaxskikt. Via växtätare som jagas (älg, rådjur) finns sedan en möjlig spridningsväg till människa. Växtätarna kan också få i sig dessa ämnen via direkt inandning av ångor eller stoft.

De organiska miljögifter som eventuellt finns i aska kan dels härröra från bränslet, dels bildas vid förbränningen. I det första fallet måste det när det gäller funderingar kring askspridning beaktas att GROT-uttaget samtidigt fört bort dessa ämnen. Det kan till och med vara så att vissa miljöskadliga organiska ämnen kraftigt reduceras vid förbränningen. Tyvärr är det ont om data över organiska miljögifter i GROT, särskilt kvistar och grenar.

PAH och PCB

PAH kan förekomma i trädaskor och bildas vid ofullständig förbränning. De förekommer särskilt i flygaskor från trycksatt förgasning av trädbränsle (Linanki & Karlsson, 1994; Brorström-Lundén, 1997). De finns också som förorening i bränslet, åtminstone i det fall barr finns med. PAH anses i huvudsak vara av antropogent ursprung (Brorström-Lundén, 1997). De består av flera bensenringar och det är en hel grupp av föreningar som klassas som PAH. Vissa PAH anses ha cancerogen effekt. Mest omtalad är benspyren.

PCB (polyklorerade bifenyler) användes tidigare som isolerande olja i transformatorer och kondensatorer. Båda ämnena ackumuleras i fettvävnad och kan skada fortplantning och ge leverskador hos högre djur. Användningen av PCB har i stort sett upphört i Nordeuropa. Trots detta uppträder PCB fortfarande i svensk natur, både på grund av att det tar lång tid innan de bryts ner och att det förekommer en långväga transport av dessa föroreningar (Anon., 1982). Vi har inte träffat på några analysvärden för PCB i skogsbränsleaskor.

PAH och PCB transporteras runt i lufthavet och deponeras över bland annat skog där de anrikas i humustäcket på grund av att nedbrytningstakten är relativt långsam. För åkermark rapporteras om en halveringstid för PAH på två till nio år, beroende på antal ringar i molekylen. PAH och PCB finns också i barrbiomassan (Brorström-Lundén, 1997; Brorström-Lundén & Löfgren, 1997). Depositionen av PAH och PCB är inte så väl undersökt, men i Gårdsjöområdet på Västkusten är den årliga depositionen av PAH och PCB på öppet fält ca 1,5-2 respektive 0,06 g/ha (Brorström-Lundén, 1997; Brorström-Lundén & Löfgren, 1997). Utflödet med avrinningen är lågt, endast ca 0,02 g/ha för PAH (Brorström-Lundén, 1997).

Markens innehåll av PAH och PCB är inte heller särskilt väl undersökt. Från samma område redovisas halter i humus på ca 2 µg PAH/g och 0,1 µg PCB/g. Detta motsvarar 100-200 g PAH per ha och 5-10 g PCB/ha, antaget en vikt på humustäcket i storleksordningen 50-100 ton/ha.

Om exempelvis 3 ton aska, som härrör från konventionell förbränning, tillförs per ha skogsmark kommer ca 1,5 g PAH att adderas. Detta motsvarar 1-2 % av den mängd som redan finns i markens humustäcke. Tillförseln motsvarar också det årliga nedfallet av PAH på öppet fält. Om man endast sprider aska med nämnd giva en gång per skogsgeneration blir tillförseln av PAH också ca 1-2 % av det totala nedfallet. Om man istället tillför samma dos aska och räknar med den högsta halt som Brorström-Lundén (1997) redovisar, kommer man upp till en tillförsel på hela 8 kg PAH/ha.

Hur mycket PAH och PCB som förs bort med GROT från en ståndort går för närvarande inte att svara på. Data saknas för grenar, kvistar och barrbiomassan som helhet.

Dioxiner

Dioxiner kan möjligen förekomma i svenska trädaskor. Dioxin har påvisats i trädaska, bland annat i en tysk undersökning (Pohlandt & Marutzky, 1994). Möjligtvis föreligger en samvariation mellan förekomst av dioxin och PAH.

“Dioxiner“ är föreningar som består av två klorerade bensenringar vilka är sammanbundna av en (furaner) eller två (egentliga dioxiner) syreatomer (Holm, 1989). Det är en stor grupp av ämnen, drygt 200 föreningar. Av dessa anses drygt tio vara särskilt giftiga, bland dem den mest omtalade 2,3,7,8 TCDD, vilken anses vara ett av de giftigaste ämnena som människan känner.

Dioxiner kan bildas vid förbränning och en förekomst anses i huvudsak antropogent betingad. Bildningen gynnas av hög klorförekomst i bränsle och/eller förbränningsluft (jämför Someshwar m. fl., 1990; Luthe & Prahacs, 1993). Dioxin-förekomst i aska som genererats vid eldning av GROT från skogar nära havet är därmed en möjlighet (jämför Luthe & Prahacs, 1993). En annan möjligen kritisk miljö vad gäller klorförekomst i GROT är längs vägar som saltas mycket. De största svenska källorna för dioxin är bland annat sopförbränning, trafik och industriella utsläpp (Rappe, 1989). Dioxiner räknas till de luftföroreningar som kan transporteras långa sträckor (Tysklind m. fl., 1993).

Dioxiner är fettlösliga och ger hudskador och leverskador, samt försämrar reproduktionsförmågan (Rappe, 1989). Dödsfall finns rapporterade. De anses också vara cancerogena, även om detta är omstritt (Hardell, 1989; Ahlberg, 1989). Olika djurarter verkar vara mycket olika

känsliga. LD₅₀ värdet för olika gnagararter har till exempel varierat mellan 0,6 och 5000 µg per kg kroppsvikt. Det största intaget av dioxiner sker för människan via födan. Halveringstiden i människa ligger på 7-10 år.

Dioxiner, liksom andra fettlösliga organiska miljögifter, kan anrikas i växters vaxskikt. Tallbarr används för att ge en situationsbeskrivning av den aktuella dioxin-innehållet i atmosfären (till exempel Fiedler m. fl., 1995; Sinkkonen m. fl., 1995). Om GROT innehåller dioxiner, och i så fall hur mycket, saknas det för närvarande data att bedöma.

7.7.3 Cesium-137

Skogsbränsle och trädaska från östra Svealand och Mellannorrland har förhöjda nivåer av ¹³⁷Cs. Träd innehåller en liten del av det ¹³⁷Cs som finns i en skog, merparten finns i marken. Ett uttag av GROT innebär därför endast en marginell avlastning av skogsekosystemet på ¹³⁷Cs, även om barren tas med. Av den lilla andel ¹³⁷Cs som finns i trädet är huvuddelen i barren.

Aska från de kontaminerade områdena kan ha mycket höga nivåer av ¹³⁷Cs och kan ge en märkbar påverkan på strålningsnivån i marken om den används i ett rent område. En relativt ren aska kan troligen under en tid minska aktiviteten av ¹³⁷Cs i svampar och växter, men detta är knappast alls undersökt. En enda studie är gjord för kvävegödsling och den visar avsaknad av effekt på ¹³⁷Cs i kantarell.

Stora delar av östra Svealand och Mellannorrland drabbades av det radioaktiva nedfallet från Tjernobyli. Den mest betydelsefulla komponenten i nedfallet var ¹³⁷Cs med en fysikalisk halveringstid på 30 år (Lindell, 1986). Som mest var markbeläggningen mer än 100 kBq/m². I skog kunde vid nedfallet dagarna efter olyckan mer än hälften av cesiumet fastna i trädkronorna (Nylén, 1996). Aktivitetskoncentrationen i både äldre och nybildade barr minskade snabbt under den följande vegetationsperioden, sannolikt en effekt både av barrrens biomasstillväxt och avtvättning med nederbörd (Nylén & Ericsson, 1996). Successivt kom alltmer av den del som fastnade i kronorna att med förnafallet inkorporeras med det ¹³⁷Cs som hamnade direkt på marken. En retranslokering av cesium inom kronan fördröjde dock denna utveckling. I studier som gjordes 1-5 år efter utsläppet återfanns 3-8 % av det totala nedfallet över skog i trädens ovanjordiska del (Bunzl m. fl., 1989; Nylén & Ericsson, 1996; Tikhomirov & Scheglov, 1994). Mer än hälften av detta förelåg i barren (Nylén & Ericsson, 1996). Det ¹³⁷Cs som hamnade på marken kom att bindas relativt hårt, men med en viss biologisk cirkulation, bland annat via svampar, som ofta har en hög radioaktivitet. Svamp, bär, fisk, vilt och ren i de mest drabbade områdena har haft aktivitetsvärden klart över SSIs gränsvärde på 1500 Bq/kg. Avklingningen har gått mycket långsamt (till exempel Nylén, 1996), varför detta gäller fortfarande.

Det råder ett tydligt positivt samband mellan aktivitetskoncentrationer i skogsbränsle och markbeläggningen i det område där odlingen skett (Hedvall m. fl., 1996). Radioaktiviteten i skogsbränsle minskade åren direkt efter Tjernobyli (Hedvall m. fl., 1996). Uttag av GROT innebär att en liten del av det ¹³⁷Cs som finns i skogen tas bort. Denna del utgör endast någon enstaka procent (jämför ovan) och blir ännu mindre om barren lämnas. Därför är GROT-uttag inget effektivt sätt att rena skogsmarken på ¹³⁷Cs.

Askor från förorenade områden kan ha mycket höga aktivitetsnivåer för ¹³⁷Cs (se 5.2.2.). Studien av Ravila & Holm (1996) gav ett exempel på att en aska från ett förorenat område (Eskilstuna-aska) kan ge en tydlig ökning av aktiviteten i marken på en icke förorenad lokal (Skogaby, Halland) om den sprids där. I träden förelåg 11 % av det ¹³⁷Cs som spridits med askan. Hur tillförsel av en kontaminerad aska kommer att påverka aktivitetsnivåerna i svampar och växter torde vara en nettoeffekt av tillförseln och konkurrensen med K. Nohrstedt (1994) visade att gödsling med KCl under två år reducerade halterna av ¹³⁷Cs i kantarell med

ca 2/3 i ett försök beläget i ett område med relativt hög markbeläggning (NV Uppland, ca 50 kBq/m²). Aska innehåller en hel del lättlösligt K och kan eventuellt ge en liknande effekt. En senare tillförsel i samma försök av 3 ton krossaska/ha gav preliminärt en reduktion med ca 1/3 (H.-Ö. Nohrstedt SkogForsk, muntl. medd.). Askan har i detta fall inte ännu analyserats med avseende på ¹³⁷Cs, men torde ha en relativt låg aktivitet då den kommer från Assi Kraftliner i Piteå (jämför Aunes, 1994). I en annan studie, där också resultaten ännu är preliminära, befinns en ett år tidigare tillförsel av 1-6 ton granulerad aska (också Eskilstuna) per hektar inte märkbart ha påverkat nivån av ¹³⁷Cs i blåbär (K.-J. Johansson SLU, muntl. medd.). Denna aska hade enligt Ravila & Holm (1996) en aktivitetskoncentration av ¹³⁷Cs på 2,1 kBq/kg. Studien gjordes i närheten av Vindeln, där markbeläggningen var relativt måttlig, ca 10-20 kBq/m².

På vissa ståndorter kan kvävetillförsel behövas om GROT tas ut. Hur kvävegödsling påverkar organismers aktivitetskoncentration av ¹³⁷Cs är inte särskilt väl undersökt. Endast en studie är känd (Nohrstedt, 1994). I den fann man ingen effekt på kantarellers aktivitetskoncentration av ¹³⁷Cs.

Vi gör inom ramen för denna MKB ingen bedömning av lämpligheten av GROT-uttag eller asktillförsel ur strålskyddssynpunkt. Detta kommer SSI att göra under våren 1998.

7.8 Skadeinsekter

Bedömning

Föreskrifterna i skogsvårdslagen om begränsningar vad gäller avverkningsrester av barrträdsvirke bedöms utgöra ett säkert skydd mot att mängden skadeinsekter ökar vid hantering av GROT. Sommarlagring av grövre granvirke innebär dock ett riskmoment och ökar risken för angrepp i skogskanter av granbarkborre. För sextandad barkborre är det däremot oklart om det är befogat med restriktioner vad gäller virkeslagring och avverkningsavfall.

Sextandad barkborre

Uppgifter på förökning av sextandad barkborre i litteraturen är sparsamma. Förökningssiffror och fördelning av angrepp i högar är hämtade från examensarbeten. Undersökningarna verkar vara väl utförda men omfattar ett ganska begränsat material. Det finns inga undersökningar på hur risken för angrepp av sextandad barkborre varierar med mängden angripet material inne i eller intill ett bestånd. Det är okänt om eventuella ståndslogsangrepp uppkommer i samband med inborrning i, eller i samband med, kläckning ur kvarlämnat virke. Det är en allmän uppfattning bland skogsentomologer att den sextandade barkborren normalt inte är något problem. Under torrsomrar sker ofta skador på stående skog. Föreskrifterna i SVL skulle kunna minska risken för angrepp under sådana torrår. Detta är dock inte belagt. Muntliga rapporter tyder på att angrepp kan induceras på ståndslog intill vältor och högar. Som en försiktighetsåtgärd bör man därför undvika att lägga upp GROT-högarna alldeles intill granskog.

I den praktiska hanteringen vill man att materialet skall torka innan det läggs i hög för att på så sätt höja energivärdet. Den dominerande metoden i södra Sverige består i att skotning av GROT sker under maj-augusti och materialet (oftast gran), får ligga utspritt minst en månad (väderberoende) innan det läggs i hög (B. Brunberg SkogForsk, muntl. medd.). Högarna flisas sedan ute i skogen under hösten. Detta innebär att mycket av den GROT som läggs i hög kommer att vara angripet av sextandad barkborre. Det innebär också att de barkborrar som ej hinner kläckas under sommaren kommer att åka med i flisningen. Vid en sådan hantering torde risken för angrepp på skog intill GROT-hög inskränka sig till kläckningsfasen under sensommaren. Det är dock okänt hur kläckningen påverkas om man höglägger angripna grenar och toppar.

Uttag av helträd i sen röjning/tidig gallring består av grövre material än GROT och med nuvarande lagstiftning är lagring och torkning av granstammar inte möjlig vare sig det sker inne i bestånd eller i högar utanför. Det finns inga dokumenterade risker för allvarliga angrepp av sextandad barkborre i detta sammanhang, men detta kan inte uteslutas. Det saknas studier om hur angrepp och förökningen påverkas av högläggning av okvistade granstammar. Till skillnad från den relativt kompakta blandning av lösa grenar och klena toppar som blir i GROT-högar efter slutavverkning kan man anta att sådana högar blir luftigare och gynnsammare för sextandade barkborren. Denna hantering tycks inte ha någon större omfattning för närvarande i Sverige, men kan tänkas öka. I Danmark är torkning och flisning av helträd ur gallringar en vanlig metod.

Märgborrar

När det gäller märgborrar och GROT-högar får man komma ihåg att skadorna i värsta fall blir ett engångsangrepp i kronor på tallar som står intill. Till skillnad mot angrepp efter lagring av röjnings- och gallringsstammar (se nedan) så torde omfattningen av sådana angreppen ofta sakna praktisk betydelse. Risken för angrepp i tallkronor avtar kraftigt med ökat avstånd mellan märgborreangripet virke och tallskog (Långström & Hellqvist, 1991) varför man även här bör tänka på placeringen av högen.

Vid lagring och torkning av röjnings- och gallringsstammar av tall finns dokumenterade risker för allvarliga angrepp av större märgborre. Särskilt allvarligt kan det bli om stammarna tillåts torka inne i beståndet (jämför Långström, 1979). Det saknas uppgifter på angreppens fördelning i vältor av okvistade småtallar.

Granbarkborre

Av de fyra ovanstående barkborrearterna är granbarkborren den allvarligaste skogsskadegöraren. De stränga kvalitetskraven på massaved gör att ökande mängder av grövre granved blir tillgängliga för andra ändamål. Andra apteringssystem, som är anpassade för skogbränslehantering och som lämnar längre (grövre) toppar på hyggena provas för tillfället (Thor, m. fl., 1997). Troligen, med tanke på angreppsfordelning i vältor, blir grövre virke som ligger långt ner i GROT högar sparsamt angripet. Detta innebär att man med stor sannolikhet skulle kunna acceptera inblandning av grövre virke i GROT-högar om det täcks väl med ett tjockt lager av grenar och klena toppar. Ett sådant system skulle möjligen vara svårt att kontrollera och man kan överväga om det inte vore bättre att hantera och åtgärda det grova virket för sig avskilt från grenar och klena toppar. Att koncentrera grövre virke till en plats kan innebära ökade risker för angrepp i skogskanter även om det är i nivå med SVLs föreskrifter för tillåtna mängder (50 meter per ha grövre än 15 cm).

När det gäller nyligen angripet virke som läggs in i GROT-högar så saknas kunskap om kläckningsförlopp och förökning. Vidare så saknas idag underlag för att identifiera platser eller regioner med låg risk för angrepp. Det finns förmodligen stora regionala skillnader i risken för angrepp av granbarkborre. En faktor som kan tänkas vara av stor betydelse i detta sammanhang är andelen äldre granskog i området. Rimligtvis finns det en positiv korrelation mellan granbarkborrens populationstäthet och andelen äldre granskog. I ett område med relativt låg andel granbarkborrar kan det tänkas att risken för angrepp på lagrade stockar är låg, och att den eventuella uppförökning som kanske trots allt sker i stockarna inte betyder så mycket, eftersom populationstätheten redan från början ligger långt under den nivå när ståndskogsangrepp uppträder mer allmänt. I ett område med högre andel äldre granskog skulle däremot riskerna med lagring av energived kunna vara mycket större. Tidigare undersökning av denna faktors betydelse saknas.

7.9 Sociala värden

Bedömning

Få studier är gjorda men bedömningen är att allmänheten kommer att uppfatta skog där HTU praktiserats som positiv - främst för att framkomligheten ökar. Negativa effekter som kan påverka denna attityd är om transporterna orsakar stora markskador eller om näringskompensationen utförs på ett olämpligt sätt. Attityden kommer också till stor del att bero på vilken kunskap man har om de negativa och positiva effekterna av HTU och askåterföring på skogsekosystemet och andra ekosystem - något som beror på intresse och vilken information som sprids av media och andra. Sysselsättningsaspekten på skogsbränslet kommer naturligtvis också att påverka attityden. Samernas attityder avgörs till stor del av effekten på renbetet, där utförda undersökningar indikerar att marklavarna kommer att gynnas av HTU.

Genom forskningen vet vi att allmänheten uppfattar avverkningar där avverkningsresterna tagits tillvara som mer positiva än när de ligger kvar, eftersom framkomligheten ökar. I övrigt kan man bara spekulera om allmänhetens upplevelser, och andra sociala värden, i skogar där HTU praktiserats. Om allmänheten till exempel hade bättre kunskap om hur mycket näringsuttaget ökar vid HTU utan kompensation och vad detta på sikt kan leda till för såväl skogsekosystemet som för de limniska ekosystemen, samt vilka negativa effekter som kan uppstå på bland annat hallonproduktionen, är det troligt att attityderna blir mer negativa. Dessa för miljön negativa sidor skall vägas mot alla argument för att vi i ökad utsträckning bör använda oss av förnyelsebara energikällor istället för fossila bränslen, och de positiva miljöeffekter detta medför.

Viktigt är också hur näringskompensationen kommer att gå till. I fallet med asktillförsel är det förmodligen väsentligt i vilken form och när askan sprids. Olika former av dåligt härdade askor kommer med all sannolikhet att uppfattas mer negativa än härdade askor. Sprids dessutom aska under den period som många vistas i skog och mark (bär och svampsäsongen) är detta också något negativt. Attityden till asktillförsel beror slutligen på vilken information om aska och askspridning som förmedlas till allmänheten (jämför Anon., 1994b).

En annan aspekt på skogsbränslet, väl värd att beakta, är hur ett utbyggt energisystem baserat på skogsbränsle kommer att påverka sysselsättningen i skogsbygderna. Sysselsättningseffekten är svår att sia om idag, men den kommer bland annat att bero av energipriset, men också av vilka skallösningar för förädling av skogsbränslet som kommer fram under de kommande åren.

En av samernas stora invändningar mot det moderna skogsbruket är dess effekt på renbetet. Flera studier pekar mot att marklavarna ökar efter HTU (Olsson & Staaf, 1995; Bråkenhielm, 1978; H.-Ö. Nohrstedt SkogForsk, muntl. medd.) vilket bör vara positivt för rennäringen, medan effekten på de under vintern så viktiga epifytiska hänglavarna är okänd.

8. Åtgärdsförslag

8.1 Krav på kompensation

Förslag:

Grundregeln är att uttag av GROT kan göras på de marker där asktillförsel/näringskompensation är möjlig. Uttaget får dock inte vara större än att det kan kompenseras med 3 ton aska per ha och skogsgeneration. Askdosen är teoretiskt beräknad mängd baserat på uttaget av näringsämnen i GROT, samt torr aska utan oförbränd rest (se vidare avsnitt 7.2).

Motiv:

Uttaget av GROT bör i sig inte förvärra en redan bekymmersam situation vad gäller skogsmarkens och skogsvattnens surhet och näringstillstånd. Redan utan uttag av GROT är näringsbalanserna i många fall negativa. Ett uttag av GROT innebär en betydande bortförsel av näring, särskilt om barren tas bort.

8.2 Lämna barr vid uttag av GROT

Förslag:

Huvuddelen av barren bör lämnas kvar på avverkningsobjektet. De skall vara så jämnt spridda som möjligt.

Motiv:

Det extra näringsuttaget med GROT nästan halveras om barren lämnas till priset av en endast måttlig reduktion av mängden biomassa och energivärde som kan tas ut. Kortsiktiga tillväxtminskningar, liksom eventuella negativa effekter på fauna och flora, på grund av HTU minskas troligen om barren lämnas och samtidigt minskar behovet av asktillförsel/näringskompensation. För att barren ska göra nytta näringsmässigt när de lämnas kvar förutsätter det sannolikt att de inte läggs i stora högar utan sprids ut väl. Teknik för detta bör utredas.

Undantag:

I region 5 kan barren tas bort för att minska risken för kväveutlakning i hyggesfasen. Därmed ökar dock behovet av asktillförsel/näringskompensation.

I sydvästra Sverige (region 5) är tillförseln av kväve mycket större än bortförseln vid konventionell stamskörd. I denna del av landet finns också smärre skogsområden med tydligt förhöjt kväveläckage. För att minska risken för uppkomst av kvävemättnad, som kan leda till förhöjt och kroniskt läckage, kan barren tas bort i denna region.

8.3 Val av träd vid uttag

Förslag:

HTU bör aldrig ensidigt inriktas på lövträd. Lövved, särskilt grova grenar och toppar av ädla lövträd, bör lämnas vid uttag av GROT. I blandskogar bör uttaget av GROT i första hand inriktas mot barrträd. Död barrved bör alltid lämnas kvar i form av högstubbar och döda träd. Grova lövträd bör alltid lämnas.

Motiv:

Med tanke på fauna och flora är lövandelen idag för låg. Skogsskötseln bör därför inriktas på att öka denna. Död ved är viktig för att många organismer ska kunna överleva i livskraftiga populationer. HTU får inte innebära att dessa förutsättningar försämras.

8.4 Beaktande av skadeinsekter

Förslag:

Risvältor bestående av huvudsakligen gran bör ej läggas närmare än 50 m från grandominerad skogskant. Om det är praktiskt möjligt bör ännu större avstånd eftersträvas. Motsvarande bör gälla för tall. Grövre virke bör hanteras och åtgärdas för sig.

Motiv:

Hantering av GROT bör inte medföra onödiga risker vad gäller angrepp av barkborrar på stående skog.

8.5 Medel och nivå för asktillförsel/näringskompensation

Förslag:

Behovet av kompensation relateras till den summa baskatjoner (kalkverkan) som tas ut med GROT. Återföring av skogsbränsleaska är huvudalternativet för näringskompensation. Ett eventuellt uppkommande behov av något särskilt ämne därutöver får kompenseras med mineral eller lösliga handelsgödselmedel.

Motiv:

Skälet till att kompensationen ska baseras på kalkverkan är att kompensation för enskilda näringsämnen (till exempel P och K som i viss utsträckning kan förloras vid förbränning och efterbehandling av askan) kan leda till askdoser som dels är oacceptabla ur miljösynpunkt, dels ej är uthålliga med tanke på tillgång (askorna räcker inte). Trädaska är en förnybar produkt med ursprung i skogen och har dessutom en relativt allsidig sammansättning. Baskatjoner kan teoretiskt ersättas med mineral eller lösliga handelsgödselmedel. Dessa har emellertid inget särskilt uttalad effekt vad gäller markens surhet. De kan däremot användas vid ett klart uttalat behov, till exempel näringsbrist hos skogsträden.

Undantag:

På torvmarker bör kompensationsbehovet beräknas utgående från de där oftast tillväxtbegränsande ämnena P och K och inte från kalkverkan.

8.6 Högsta dos aska för kompensation

Förslag:

Under en skogsgeneration bör inte mer än 3 ton torrsvikt aska per ha tillföras som kompensation. Ett uttag av GROT får då inte heller vara större än att det kan kompenseras med denna giva. Om det finns kunskap om att en asktyp som skall spridas i skogen väsentligt skiljer sig från en genomsnittsaska kan modifieringar av dosen, eller tillsats av näringsämnen, övervägas

Motiv:

Negativa miljöeffekter tilltar med dos. Flertalet miljöstudier har avsett nivån 3-4 ton aska per ha, och vid denna nivå synes miljöeffekterna acceptabla. Med tanke på både den variation i askors kvalitet och den spridningsojämnhet som kan förutses, finns det skäl att ha en säkerhetsmarginal.

Dosen 3 ton per ha är dessutom i de allra flesta fall fullt tillräcklig för att kompensera för kalkverkan. På de allra bördigaste markerna i södra Sverige kommer dock denna max-dos att innebära en viss begränsning av uttaget av GROT.

8.7 Askans stabiliseringsgrad

Förslag:

Aska som skall spridas i skog skall vara härdad, agglomererad och långsamlöslig.

Motiv:

Negativa miljöeffekter av asktillförsel är i många fall beroende av en bristfällig härdning och en hög andel finfraktion. För att undvika negativa miljöeffekter ska askan vara härdad och ha en i huvudsak storkornig textur. Lös eller ohärdad aska är helt uteslutet att sprida i skogen.

Ingenting talar för ett behov av en aska som är snabblöslig i sin huvuddel. Effekten ska vara långsam, dock får askan ej vara helt inert. En upplösning under en halv skogsgeneration bör vara ett lämpligt mål. Vissa komponenter i askan (sulfater och klorider) är snabblösliga även i stabiliserade askor. Detta verkar vara svårt att undvika.

Idag finns inga allmänt accepterade kriterier för hur en miljömässigt bra aska bör vara beskaffad. Metoder för karakterisering är under utarbetande och dessa bör tillämpas när enighet nåtts om lämpliga standardmetoder.

Av idag existerande metoder att förädla askor ger granulering (rullning till korn) oftast en stabil och reproducerbar produkt. Självhärdning, med efterföljande krossning, som extrudering (pressning till stavar) verkar av hittillsvarande erfarenheter ställa större krav på askans grundegenskaper, bland annat halten oförbränt material.

8.8 Askans innehåll av näring och miljögifter

Förslag:

Aska som används i skog skall tillsvidare uppfylla SKSs riktlinjer vad gäller halter av näringsämnen och miljögifter, men de nuvarande max-halterna för tungmetaller bör ses över. Övre gränser för organiska miljögifter bör sättas, till exempel för polyaromatiska kolväten (PAH). Dioxiner får ej förekomma i biologiskt signifikanta koncentrationer. SSIs kommande föreskrifter angående radioaktiva ämnen i aska måste följas. Blandaskor kan användas om uppställda kvalitetskriterier uppfylls.

Motiv:

Nyttoaspekten med asktillförsel, det vill säga återföring av kalkverkan och näring, förutsätter bland annat att vissa miniminivåer när det gäller askans innehåll uppfylls. I annat fall nås inte kompensation, alternativt krävs miljöfarligt stora askdosor. Negativa miljöeffekter har delvis att göra med askans innehåll av miljögifter. Dessa bör hållas på en sådan nivå att en nettotillförsel till skogen ej blir resultatet av HTU+asktillförsel och att akuta skador på ekosystemet ej uppträder.

För närvarande kan vi inte se något skäl att lansera nya "bör-värden" än de som SKS har formulerat i sin försöksverksamhet. Vissa tillåtna max-halter för tungmetaller synes dock relativt höga och de bör ses över i relation till vilka mängder som tas ut ur skogen i samband med uttag av GROT.

Extremt giftiga ämnen (till exempel vissa dioxiner) kan inte anses acceptabla, ens i små mängder. Även om miljörisken kanske bedöms som liten, är det stor risk för att asktillförseln får svårt att bli samhälleligt accepterad.

Dessutom kan det i vissa fall handla om ämnen som inte ens tagits ur skogen, utan i stället bildats vid förbränningen. Vissa askor kan ha mycket höga halter av PAH och en användning av dessa i skog skulle innebära en mycket kraftig nettotillförsel.

SSI ser för närvarande över situationen vad gäller radioaktiva ämnen i skogsbränsle och aska. Föreskrifter för detta planeras under 1998.

I många fall sker en sameldning av olika bränslen och så kallade blandaskor bildas. En fråga som ofta dyker upp är om det går att använda sådana askor, även om en del inte har sitt ursprung i skogen. Vår bedömning är att kvalitén och inte ursprunget är avgörande för om en aska kan användas i skogen. Om blandaskor uppfyller ställda kvalitetskrav anser vi att en användning kan ske.

8.9 Kompensation med kväve

Förslag:

Kvävetillförsel i en kompenserande dos bör vara tillåtet på samtliga marker där en tillväxtförlust av HTU+asktillförsel är trolig. Detta gäller sannolikt fastmarker med en C/N-kvot i humus på > 30 . Den kompenserande dosen kväve får dock inte bli > 300 kg per ha och skogsgeneration. Tillförseln av kväve bör delas upp på minst två givor och utföras enligt gällande praxis för kvävegödsling. Om ett planerat uttag av GROT innebär en större förlust av kväve än 300 kg på dessa marker, bör uttaget reduceras med hänsyn till detta, om den totala kvävebalansen i annat fall blir negativ.

Motiv:

Det är högst troligt att skogsproduktionen kommer att minska av HTU+asktillförsel på lite svagare fastmarker med en C/N-kvot i humusen > 30 . På dessa marker erhålls en viss tillväxtminskning om GROT tas ut, särskilt om barren inte lämnas, och sannolikt dessutom en tillväxtminskning på grund av asktillförseln. Därmed blir inte produktion av stamved och GROT uthållig. Det enda verksamma sättet att motverka detta är att tillföra kväve. Skälet till att vi föreslår en max-nivå på 300 kg N är att denna dos är väl beprövad både med tanke på miljö- och produktionsaspekter (Nohrstedt & Westling, 1995; Westling & Nohrstedt, 1995). De flesta markerna med C/N-kvoter > 30 finns i Norrland och Svealand. Inom denna MKBs regioner 1-3 ligger behovet av kompensation under en skogsgeneration i intervallet från 63 kg N/ha (region 1, 10 % svagaste markerna, GROT-alternativ 5) till 828 kg N/ha (region 3, 10 % bördigaste markerna, GROT-alternativ 1). För det "praktiska" GROT-alternativet, med uttag endast i slutavverkning (nr 6), ligger det kompenserande kvävebehovet mellan 66 och 249 kg N per ha och skogsgeneration, räknat för nämnda regioner och bonitetsklasser (jämför figur 7:2). Vi bedömer att det på den aktuella marktypen går att göra större uttag av GROT än vad som motsvaras av en kompenserande kvävedos på 300 kg. Detta förutsätter dock att den totala kvävebalansen inte blir negativ (jämför figur 7:3). Vi bedömer att tillväxtförlusterna av sådana större uttag även de kan motverkas av en kvävegiva på 300 kg.

8.10 Tidpunkt under en generation för asktillförsel/näringskompensation

Förslag:

Tillförsel av aska eller mineral bör ske tidigast fem år efter utförd slutavverkning och senast fem år före planerad slutavverkning. Om kompensation görs med lättlösliga medel bör den följa gängse tidpunkter för kvävegödsling (1:a gallring - senast 10 år före slutavverkning). Kvävetillförsel bör inte göras samtidigt som asktillförsel, helst minst ett år före eller minst fem år efter.

Motiv:

Det finns en risk för ökad nitratbildning och därmed kväveutlakning om askning sker på färska hyggen. Även i stabiliserad aska föreligger flera ämnen, till exempel K, i en lättlöslig form. Om aska tillförs ett färskt hygge kan därför en stor del av viktiga näringsämnen gå förlorade genom utlakning tillsammans med nitrat. Problemen med utlakning på färska hyggen kan eventuellt motverkas med speciellt behandlade askor, som dock inte finns tillgängliga idag. Lättlösliga medel bör ej tillföras innan skogen slutit sig, eftersom systemets förmåga att hålla kvar näringsämnen kan bli dålig på grund av att växtbiomassan är liten. Effekter under hyggesfasen av att askning gjorts före slutavverkning är ännu ej studerade. Om kvävetillförsel görs samtidigt med asktillförsel försämras tillväxteffekterna av tillfört kväve, jämfört med om denna hade utförts ensamt. Troligtvis sker kväveförluster i form av ammoniak.

8.11 Tidpunkt under året för asktillförsel/näringskompensation

Förslag:

Tillförsel av aska eller mineral bör ske koncentrerat till två perioder: 1/ efter vårflod, men senast ett par veckor före bärsäsongen; 2/ efter svampsäsongen, men före vintern. Kompensation med lättlösliga medel bör företrädesvis ske i maj/juni-juli.

Motiv:

Behandling bör undvikas under perioder när mycket folk vistas i skogen. Perioder med hög avrinning eller snötäcke bör undvikas för att lättlösliga ämnen (kväve, kalium) inte ska hamna i vattendragen, utan tas upp av växterna. Lättlösliga ämnen finns också i stabiliserad aska.

8.12 Områden där uttag av GROT ej bör ske

Förslag 1:

Ca 20 % av arealen lämplig GROT-mark (friska och torra marker) på fastighets- eller landskapsnivå undantas permanent från GROT-uttag och asktillförsel/näringskompensation.

Motiv till förslag 1:

Obehandlade referensområden behövs för miljöövervakning och forskning. De behövs också som säkerhetsåtgärd så att arter som eventuellt är hotade av dessa åtgärder, men som vi idag inte känner till, har möjlighet att överleva.

Förslag 2:

Blöta och fuktiga fastmarker undantas från uttag av GROT i röjning och gallring. Speciell miljöhänsyn måste tillämpas vid GROT-uttag i slutavverkning på blöta och fuktiga marker.

Motiv till förslag 2:

Uttag av GROT i röjning och gallring bör inte ske på denna marktyp med tanke på körskador på rötter och markkompaktering. Omfattningen av en speciell miljöhänsyn vid GROT-uttag i slutavverkning på blöta och fuktiga marker bör utredas. Inga miljöstudier finns utförda på dessa typer av ståndorter vad gäller asktillförsel/näringskompensation. Eftersom asktillförsel/näringskompensation ska ske under icke tjälad period, kan markbunden spridning inte ske med tanken på de körskador som kan förutses (flygspridning av aska är knappast aktuell). Denna typ av ståndort innehåller flera släkten av mossor som är erkänt känsliga för kontakt med gödselmedel (vitmossor, björnmossor och kvastmossor).

Förslag 3:

Biotoper som bör undantas från konventionell avverkning bör också undantas från skogsbränsleuttag. Det är nyckelbiotoper och så kallade hänsynkrävande biotoper (SVL §30), hänsynsytor och kantzoner med mera.

Motiv till förslag 3:

HTU får inte ytterligare försämra villkoren för hänsynkrävande, sällsynta eller hotade arter.

8.13 Behandling av torvmarker

Förslag:

Om uttag av GROT görs på torvmarker är lämnande av barr och asktillförsel/näringskompensation ännu viktigare än på fastmark. Relativt lite forskning finns redovisad vad gäller miljöeffekter och många frågetecken finns således. Om torvmarker ska användas för uttag av GROT i någon större omfattning, finns ett klart forskningsbehov. Stabiliserad aska bör tillföras välldränerad torvmark som kompensation för uttag av GROT, dock maximalt 3 ton per ha och skogsgeneration. Uttagen av GROT får inte vara större än att 3 ton aska räcker för kompensation. På torvmarker bör kompensationsbehovet beräknas utgående från P och K i första hand och inte från kalkverkan.

Motiv:

På torvmarker innehåller träden än stor del av tillgänglig näring. Brist hos träden på fosfor och kalium är vanlig. Ett uttag av GROT kan därför medföra påtaglig risk för näringsstörningar och minskad skogsproduktion. På torvmark är det därför särskilt viktigt att lämna barren och ett måste att kompensera för näringsuttaget. Det är relativt välkänt vilka effekter man får på skogsproduktionen av att gödsla skog på torvmark med aska eller PK. Däremot saknas mycket kunskap om miljöeffekter av att gödsla torvmarker. Knappast någon rapport finns vad gäller omsättning av kväve och fosfor i torven, effekter på markfauna, omsättning av växthusgaser, effekter på avrinnande vatten och mer långsiktiga effekter på tungmetallsituationen. Samtliga askstudier som utförts har avsett lös aska och i många fall relativt höga givor. Vi bedömer att en försiktig hantering är motiverad. I och med att så lite miljöstudier är gjorda, bör max-dosen hållas ner till 3 ton per ha och generation. Vi förutsätter också att stabiliserad aska används. I och med att tillgången på P och K sannolikt är mer kritisk än tillgången på Ca och Mg, föreslår vi att kompensationsbehovet baserar sig på dessa två ämnen. Om det verkar komma i gång en större verksamhet med uttag av GROT och asktillförsel på torvmark, menar vi att utökade miljöstudier är ett måste.

8.14 Dokumentation

Förslag:

Uttag av GROT och asktillförsel/näringskompensation bör dokumenteras, helst i datorbaserat beståndsregister kopplat till GIS.

För uttag av GROT och asktillförsel/näringskompensation bör följande dokumenteras:

1. vilket år uttag av GROT gjordes
2. metod för uttag av GROT
3. ungefärlig uttagsprocent
4. om barren togs ut eller lämnades
5. när (datum och år) asktillförsel/näringskompensation gjordes

6. vilket medel användes (trädaska/mineral/handelsgödsel)
7. vilken dos av medlet användes (kg/ha)
8. intyg över det använda medlets sammansättning arkiveras

Motiv:

Eftersom asktillförsel/näringskompensation kan komma att göras många år efter GROT-uttag måste dokumentation ske så att både överdosering och underkompensation undviks. Dokumentationen behövs också för miljöövervakning och forskning.

8.15 Anmälan till myndigheter

Förslag:

Uttag av GROT och asktillförsel/näringskompensation anmäls till skogsvårdsstyrelsen, som i sin tur bör informera andra eventuellt berörda myndigheter.

Motiv:

Uttag av GROT och asktillförsel/näringskompensation påverkar naturmiljön på många olika sätt, vilket visats av kunskapsammanställningen. Flera lagrum, till exempel lagen om kemiska produkter, skogsvårdslagen och miljöskyddslagen, är sannolikt tillämpliga på åtminstone asktillförsel/näringskompensation. Av dessa anledningar synes det motiverat att anmäla tilltänkta kompensationsåtgärder till tillämpliga myndigheter (kommun, länsstyrelse och skogsvårdsstyrelse) och vid behov samråda om utförandet.

8.16 Spridningskontroll

Förslag:

Utföraren/köparen av asktillförsel/näringskompensation bör utföra kontroll av medelgiva och spridningsjämnhet. Kopia på resultatet bör gå till skogsvårdsstyrelsen. Rutiner för spridningskontroll finns utvecklade inom verksamheten med kvävegödsling.

Motiv:

Erfarenheterna inom den praktiska verksamheten med kvävegödsling är att träffsäkerheten vad gäller planerad giva och spridningsjämnhet är bristfällig. Problemen lär inte vara mindre vad gäller vissa kompensationsmedel, särskilt aska, på grund av dess större variation i textur. Syftet med asktillförsel/näringskompensation är att ersätta uttagen av kalkverkan och näringsämnen. Av den anledningen finns det skäl att följa upp att tillförseln verkligen blir av avsedd storleksordning och inte för liten. Eventuella negativa effekter på miljön är oftast dosberoende. Av denna anledning finns skäl att undvika för höga givor.

8.17 Tillförsel av aska till skog utan koppling till uttag av GROT

Förslag:

En viss mängd trädaska kan tillföras skog utan koppling till uttag av GROT. Denna tillförsel får vara högst 2 ton aska per ha och skogsgeneration och skall ses som en kompensation för näringsuttag med stam och bark. Tillförseln skall anpassas till detta uttag. Efter ett senare uttag av GROT kan ytterligare aska tillföras (anpassat till uttaget), men den totala asktillförseln under en skogsgeneration ej bör överstiga 3 ton per ha.

Motiv:

Stora näringsuttag sker också med stamved. Det är rimligt att det finns möjlighet att även kompensera för detta uttag av näring/kalkverkan. Givan bör maximeras till 2 ton/ha och skogsgeneration och anpassas till uttaget med stam och bark. Behovet ligger för flertalet marker under denna nivå (figur 7:4). Massaindustri- och sågverk producerar årligen stora mängder askor som inte härrör från GROT. Dessa kan då också komma till användning. Användningen synes betryggande, då de flesta miljöstudier som gjorts med aska faktiskt avsett just asktillförsel utan koppling till uttag av GROT. Samma övriga begränsningar bör gälla för denna asktillförsel, som för den asktillförsel som sker för att kompensera för uttag av GROT. Med tanke på olika miljörisker bör den totala asktillförseln under en skogsgeneration inte överskrida 3 ton/ha. Efter GROT-uttag bör hänsyn tas till om en asktillförsel skett tidigare utan koppling till uttag av GROT.

9. Referenser

- Ahlborg, U. G. 1989. Dioxiner och folkhälsan. I: Dioxinet in på livet. Forskningsrådsnämnden Källa/34, s 35-49.
- Ahlén, I., Andersson, J. & Hansson, L. 1978. Stubbrytning och tillvaratagande av hyggesavfall - Effekter på den högre faunan. SLU, Projekt helträdsutnyttjande, rapport 59. 9 s.
- Ahlgren, F. & Ahlgren, C.E. 1960. Ecological effects of fires. I: The Botanical Review, Interpreting Botanical Progress. C.A. Arnold, M.P. Backus, H.C. Hanson, M.M. Rhoades, R.B. Stevens. & C. Zirkle (Red.). The New York Botanical Garden, New York. s. 483-533.
- Albrektson, A. 1985. Skogsstyrelsen bromsar helträdsavverkning. Skogen nr 5-6: 98-100.
- Albrektson, A. & Lundmark, T. 1991. Vegetationens storlek och omsättning inom en barrskog i norra Sverige, samt näring i vegetation och mark och dess omsättning i samband med växandet. Arbetsrapporter, SLU, Inst. för skogsskötsel, Umeå nr 52: 36 s.
- Andersson, S.-O. 1983. Helträdsutnyttjande vid gallring och dess effekt på trädens tillväxt. SLU. Skogsfakta supplement nr 1: 18-23.
- Andersson, S.-O. 1988. Försök visar effekterna av helträdsuttag. Skogen nr 5: 32-37.
- Annala, E. 1977. Seasonal flight activity of spruce bark beetles. Ann. Ent. Fenn. 43: 31-35.
- Anon. 1975. Skogsskyddsutredningen. Skogsstyrelsen.
- Anon. 1977. Kvantitetsberäkningar, ekologiska verkningar, energiproduktion. SLU, Inst. för skogsproduktion, Projekt helträdsutnyttjande. Slutrapport från projektgrupp skog. 36 s.
- Anon. 1982. Tungmetaller och organiska miljögifter i svensk natur. Naturvårdsverket, Monitor 1982. Stockholm. 176 s.
- Anon. 1986. Skogsstyrelsens allmänna råd om begränsning vid uttag av träddeklar utöver stamvirke på skogsmark. Skogsstyrelsens författningssamling 1986:1. Skogsstyrelsen Jönköping. 6 s.
- Anon. 1987. Tungmetaller - förekomst och omsättning i naturen. Naturvårdsverket, Monitor 1987. Stockholm. 182 s.
- Anon. 1989a. Skogsstyrelsen. Gallringsmallar Norra Sverige.
- Anon. 1989b. Skogsstyrelsen. Gallringsmallar Södra Sverige.
- Anon. 1992. Skogspolitik inför 2000-talet. 1990 års Skogspolitiska kommitté. SOU 1992:76, Huvudbetänkande och bilagor.
- Anon. 1993a. Eutrofiering av mark, sötvatten och hav. Rapport 4134, Naturvårdsverket, Solna.
- Anon. 1993b. Skogsstyrelsens föreskrifter och allmänna råd till skogsvårdslagen. Skogsstyrelsens författningssamling 1993:2.
- Anon. 1993c. Virkesbalanser 1992. Meddelande 2-1993. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Anon. 1993d. Skogsmarkskalkning. Resultat från en fyraårig försöksperiod samt förslag till åtgärdsprogram. Rapport 6 1993. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Anon. 1993e. Metallerna och miljön. Naturvårdsverket Rapport 4135. Stockholm. 202 s.
- Anon. 1993f. Livsmedelsverkets kungörelse om dricksvatten. Livsmedelsverket SLV FS 1993:35. Uppsala. 73 s.
- Anon. 1993g. Gränsvärden för bly, kvicksilver, glykoalkaloider och PCB i livsmedel. Bilaga 1 till Livsmedelsverket SLV FS 1993:36. Uppsala.
- Anon. 1994a. Biobränsle - aska i kretslopp. Naturvårdsverket Informerar. Temafakta, mark- och grundvatten, juni 1994. Stockholm. 12 s.
- Anon. 1994b. Perspektiv på aska. En pilotstudie om attityder till spridning av vedaska i skogen. Ramprogram askåterföring. NUTEK R 1994:4.
- Anon. 1995a. Aktionsplan för biologisk mångfald och uthålligt skogsbruk. Skogsstyrelsen, Jönköping 1995 09 14.
- Anon. 1995b. Aktionsplan för biologisk mångfald. Rapport 4463, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Anon. 1996. Skogsstatistisk årsbok 1996. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Anon. 1997a. Ren luft och gröna skogar. Förslag till nationella miljömål 1997. Rapport 4765. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Anon. 1997b. Skydd av skogsmark-behov och kostnader. Huvudbetänkande av miljövårdsberedningen. SOU 1997:97. Stockholm.
- Anon. 1997c. Kväve från land till hav. Huvudrapport Rapport 4735. Naturvårdsverket, Stockholm.

- Arvidsson, H. & Lundkvist, H. 1997. Effekter av härdad vedaska till fastmark under hyggesfasen. SLU, Inst f ekologi och miljövård, Uppsala. Manuskript. 22 s.
- Aunes, M. 1994. Askåterföring till skogsmark. Tekniska högskolan i Luleå, Inst f samhällsbyggnadsteknik. Examensarbete 142E.
- Bakke, A. 1985. Deploying pheromone-baited traps for monitoring *Ips typographus* populations. *Z. ang. Ent.* 99:33-39.
- Balneaves, J. M., Dyck, W. & J. 1992. Slash retention a viable option to ensure sustained site productivity? *New Zealand Forestry* 37: 13-16.
- Bejer, B. & Ravn, H.P. 1984. Flisproduktion og barkbillerisiko. *Skoven* 11: 327.
- Bengtsson, J. & Wikström, F. 1993. Effects of whole-tree harvesting on the amount of soil carbon: model results. *New Zealand Journal of Forestry Science.* 23: 380-389.
- Bengtsson, J. Persson, T. & Lundkvist, H. 1997a. Long-term effects of logging residue addition and removal on macroarthropods and enchytraeids. *Journal of Applied Ecology.* 34: 1014-1022.
- Bengtsson, J., Lundkvist, H., Sohlenius, B. & Solbreck, B. 1997b. Effects of organic matter removal on the soil food web: Forestry practices meet ecological theory. Manuskript.
- Berdén, M., Nilsson, S.I., Rosén, K. & Tyler, G. 1987. Soil acidification - extent, causes and consequences. Naturvårdsverket, Solna. Report 3292.
- Berg, Å., Ehnström, B., Gustafsson, L., Hallingbäck, T., Jonsell, M. & Weslien, J. 1994. Threatened plant, animal and fungi species in Swedish forests - distribution and habitat associations. *Conservation biology* 8: 718-731.
- Berg, Å., Ehnström, B., Gustafsson, L., Hallingbäck, T., Jonsell, M. & Weslien, J. 1995. Threat factors, distribution and habitat associations in relation to threat levels of red-listed species in Swedish forests. *Conservation biology* 9: 1629- 1633.
- Berg, B. 1978. Nedbrytningsstudier av hyggesavfall. I: Den tidiga kalhyggesfasens näringsomsättning. Resultat av inledande undersökningar. U. Granhall (Red.). SLU, Barrskogslandskapets ekologi, Uppsala. sid 34-39.
- Berg, B. & Staaf, H. 1980. Decomposition rate and chemical changes of Scots pine needle litter. I. Influence of stand age. I: Structure and function of northern coniferous forests - An ecosystem study. T. Persson (Red.). *Ecological Bulletines, Stockholm.* s. 363-372.
- Berg, B. & Staaf, H. 1981. Leaching, accumulation and release of nitrogen in decomposing forest litter. I: Terrestrial nitrogen cycles. Processes, ecosystem strategies and management impacts. F.E. Clark. & T. Rosswall (Red.). *Ecological Bulletines, Stockholm.* s. 163-178.
- Berg, B. & Staaf, H. 1983. Influence of slash removal on soil organic nutrients in a Scots pine forest soil. I & II. Swedish Coniferous Forest Project, Technical report no. 34.
- Berg, B., Johansson, M.-B. & Lundmark, J.-E. 1996. Markens organiska material i skog. I: Berg, B. (red.) Markdagen 1996. SLU, Inst f skoglig marklära, Rapporter i skogsekologi och skoglig marklära nr 72. Uppsala. s. 33-44.
- Berg, B. & Johansson, M.-B. 1997. Mycket intensivt biomassuttag i kvävebelastade skogar - hur går det med kolbalansen? Rapport från Vattenfall Utveckling AB, Projekt Bioenergi. Manuskript.
- Bergqvist, J., Örlander, G., & Nilsson, U. 1998. Deer browsing and slash removal affect field vegetation on south Swedish clearcuts. Manuskript.
- Bernes, C. 1991. Försurning och kalkning av svenska vatten. Naturvårdsverket, Solna. Monitor 12.
- Bird, G. A., & Chatarpaul, L. 1986. Effect of whole-tree and conventional harvest on soil microarthropods. *Can J. Zool.* 64: 1986-1993.
- Björ, K. 1972. Micro-temperature profiles in the vegetation & soil surface layers on uncovered & twig covered plots. *Meddelelser fra det Norske Skogsförsöksvesen* nr 121: 203-218.
- Björkroth, G. 1978a. Hyggesavfallets betydelse för kvävemineriseringen i marken. SLU, Projekt helträdsutnyttjande, rapport 48. 14 s.
- Björkroth, G. 1978b. Hyggesavfallets betydelse för skogskulturen - nyanlagda försök. SLU, Projekt helträdsutnyttjande, rapport 50. 18 s.
- Björkroth, G. 1978c. Hyggesavfallets betydelse för granens överlevnad och tillväxt. SLU, Projekt helträdsutnyttjande, rapport 51. 27 s.
- Björkroth, G. 1983a. Inverkan av hyggesavfall på kvävet och den organiska substansen i några 14-18 år gamla försöksplanteringar med gran. SLU. Institutionen för skogsskötsel. Rapport nr 9. 38 s.
- Björkroth, G. 1983b. Hyggesavfall och barrträdens tillväxt. SLU, Skogsfakta supplement nr 1: 15-17.

- Björkroth, G. & Rosén, K. 1978. Biomassa och näringsmängder på fyra ståndorter. SLU, Projekt helträdsutnyttjande, rapport nr 49. 20 s.
- Boerner, R.E.J. & Forman, R.T.T. 1982. Hydrologic and mineral budgets of New Jersey Pine Barren upland forests following two intensities of fire. *Canadian Journal of Forest Research* 12: 503-509.
- Bormann, B.T., Bormann, F.H., Bowden, W.B., Pierce, R.S., Hamburg, S.P., Wang, D., Snyder, M.C., Li, C.Y. & Ingersoll, R.C. 1993. Rapid N₂ fixation in pines, alder, and locust: evidence from the sandbox ecosystem study. *Ecology* 74: 583-598.
- Boyle, J.R., Phillips, J.J. & Ek, A.R. 1973. 'Whole tree' harvesting: nutrient budget evaluation. *Journal of Forestry* 71: 760-762.
- Brais, S., Camire, C. & Pare, D. 1995. Impacts of whole-tree harvesting & winter windrowing on soil pH & base status of clayey sites of northwestern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 25: 997-1007.
- Bramryd, T. 1985. Torv- och vedaska som gödselmedel. Naturvårdsverket Rapport 1997. Stockholm. 83 s.
- Bramryd, T. & Fransman, B. 1985. Utvärdering av äldre gödslings- och kalkningsförsök med torv- och vedaska i Finland och Sverige. Naturvårdsverket Rapport 1991. Stockholm. 60 s.
- Bramryd, T. & Fransman, B. 1995. Silvicultural use of wood ashes - effects on the nutrient and heavy metal balance in a pine (*Pinus sylvestris*, L) forest soil. *Water, Air, and Soil Pollution* 85, 1039-1044.
- Brantseg, A. 1962. Irrigation and twig-covering experiments in Scots pine forests. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 55. 14 s.
- Briggs, G. C., Bromilov, R. H. & Evans, A. A. 1982. Relationship between lipophilicity and root uptake and translocation of non-ionised chemicals by barley. *Pesticide Science* 13, 495-504.
- Brodin, Y. W. & Kessler, E. (red.) 1992. Critical loads in the Nordic countries. *Ambio* 21: 332-386.
- Brorström-Lundén, E. 1997. Polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs. IVL, Göteborg. Manuskript. 26 s.
- Brorström-Lundén, E. & Löfgren, C. 1997. Atmospheric fluxes, circulation and accumulation of persistent organic compounds in the Gårdsjön area. I: Hultberg, H. & Skeffington, R. Experimental reversal of acid rain effects: The Gårdsjön roof project. John Wiley & Sons Ltd. s. xxx-xxx.
- Brunberg, B. & Hillring, B. 1996. Skogsbränsleuttag idag och imorgon. *KSLAs tidskrift* 135 (13), 11-24.
- Bråkenhielm, S. 1978. Vegetationsförändringar i samband med kalhuggning. I: Den tidiga kalhyggesfasens näringsomsättning. Resultat av inledande undersökningar. U. Granhall (Red.). SLU, Barrskogslandskapets ekologi, Uppsala. S. 8-11.
- Bunzl, K., Shimack, W., Kreutzer, K. & Schierl, R. 1989. Interception and retention of Chernobyl-derived ¹³⁷Cs, ¹³⁴Cs and ¹⁰⁶Ru in a spruce stand. *The Science of The Total Environment* 78, 77-87.
- Burström, F. & Johansson, J. 1995. Skogsbränsle minskar kvävebelastningen - Beräkningar av kväveflöden. Rapport från Vattenfall Utveckling AB, Projekt Bioenergi. Nr 3. 22 s.
- Butovitsch, V. 1971. Undersökningar över skadeinsekternas uppträdande i de stormhärjade skogarna i mellersta Norrlands kustland åren 1967-1969. *Inst. f. skogszoologi, Skogshögskolan, Rapporter och Uppsatser* 8: 1-204.
- Bååth, E. 1980. Soil fungal biomass after clear-felling of a pine forest in central Sweden. *Soil Biology & Biochemistry* 12: 495-500.
- Bååth, E. 1981. Microfungi in a clear-cut pine forest in central Sweden. *Canadian Journal of Botany* 59: 1331-1337.
- Bååth, E., Lundgren, B. & Söderström, B. 1978. Kalhyggesstudier av svampar och bakterier. I: Den tidiga kalhyggesfasens näringsomsättning. Resultat av inledande undersökningar. U. Granhall (Red.). SLU, Barrskogslandskapets ekologi, Uppsala. Internal report no. 70: 16-18.
- Bååth, E. & Arnebrant, K. 1993. Microfungi in coniferous forest soils treated with lime or wood ash. *Biology and Fertility of Soils* 15, 91-95.
- Bååth, E. & Arnebrant, K. 1994. Growth rate and response of bacterial communities to pH in limed and ash treated soils. *Soil Biology and Biochemistry* 26, 995-1001.
- 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.
- Börjesson, P. 1992. Granulerade askors upplösning i skogsmark. Vattenfall FUD-Rapport 1992/17. Vällingby.
- Börjesson, G. & Nohrstedt, H.-Ö. 1997. Metanoxidation i skogsjordar efter kvävegödsling. SLU, Inst f mikrobiologi och SkogForsk. Manuskript. Uppsala. 11 s.

- Carlyle, J.C. 1995. Nutrient management in a *Pinus radiata* plantation after thinning: the effect of thinning & residues on nutrient distribution, mineral nitrogen fluxes and extractable phosphorus. *Canadian Journal of Forest Research* 25: 1278-1291.
- 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.
- Clemensson-Lindell, A. & Persson, H. 1993. Long-term effects of liming on the fine-root standing crop of *Picea abies* and *Pinus sylvestris* in relation to chemical changes in the soil. *Scandinavian Journal of Forest Research* 8, 384-394.
- Clemensson-Lindell, A. & Persson, H. 1995. Fine-root vitality in a Norway spruce stand subjected to various nutrient supplies. *Plant and Soil* 168-169, 167-172.
- Dahlberg, A., Kårén, O. & Finlay, R. 1996. Vad betyder en extremt hög artrikedom av mykorrhizasvampar? SLU, Rapporter i skogsekologi och skoglig marklära. Inst. för skoglig marklära, Uppsala. Rapport 72: 91-102.
- David, J.-F., Ponge, J.-F., Arpin, P. & Vannier, G. 1991. Reactions of the macrofauna of a forest mull to experimental perturbations of litter supply. *Oikos* 61: 316-326.
- Davidson, E.A., Hart, S.C. & Firestone, M.K. 1992. Internal cycling of nitrate in soils of a mature coniferous forest. *Ecology* 73: 1148-1156.
- Dolling, A. 1996. Changes in *Pteridium aquilinum* growth and phytotoxicity following treatments with lime, sulphuric acid, wood ash, glyphosate and ammonium nitrate. *Weed Science* 36, 293-301.
- Edlund, J. 1994. Skogsgödsling med kväve - effekter i ytvatten. SkogForsk, Redogörelse nr 6. Uppsala. 30 s.
- Egnell, G. & Leijon, B. 1996a. Kortsiktiga effekter på skogsproduktionen av helträdsuttag i gallring och slutavverkning. Ekologiska effekter av skogsbränsleuttag och askåterföring. Konferens på Kungliga Skogs- och Lantbruksakademien den 5 juni 1996. Kungliga Skogs- och Lantbruksakademiens tidskrift. 13: 73-82.
- Egnell, G. & Leijon, B. 1996b. Effects of different levels of biomass removal in thinning on short-term production of *Pinus sylvestris* and *Picea abies*. *Scandinavian Journal of Forest Research* 12: 17-26.
- Egnell, G. & Leijon, B. 1997. Survival and growth of Scots pine and Norway spruce after different levels of biomass removal in clear-felling. Manuskript.
- Egnell, G., Albrektson, A., Örländer, G., Jansson, E. & Sjögren, H. 1991. Hesselmans helhackningsförsök på tallhed i Vindeln - tillväxt och näringsförhållanden 67 år efter markberedning. Institutionen för skogsskötsel, SLU, Umeå. Arbetsrapporter nr 55.44 s.
- Egnell, G., Leijon, B., Sjögren, H. & Örländer, G. 1994. Markbehandlingsförsöket på Mölnafältet 70 år efter markberedning, risavröjning och risgödsling. SLU. Inst. för skogsskötsel. Arbetsrapporter nr 87.22 s.
- Ehnström, B. 1976. Barkborreangrepp i massavedsvältor. Skogs- och virkesskydd. Sv. Skogsvårdsförb. 146-156.
- Ehnström, B., Långström, B. & Hellqvist, C. 1995. Insects in burned forests - forest protection and faunal conservation (preliminary results). *Entomol. Fennica* 6: 109-117.
- Eidmann, H.H. & Klingsström, A. 1993. Skadegörare i skogen. LTs Förlag.
- Ekö, P. M. 1985. En produktionsmodell för skog i Sverige, baserad på bestånd från riksskogstaxeringens provtytor. Institutionen för skogsskötsel, SLU, Rapporter Nr 16.
- Elofsson, M. & Gustafsson, L. 1997. Floran i ung och avverkningsmogen skog - en jämförelse av signalarter. Resultat nr 3 SkogForsk.
- Emmett, B.A., Anderson, J.M. & Hornung, M. 1991a. 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.
- Emmett, B.A., Anderson, J.M. & Hornung, M. 1991b. Nitrogen sinks following two intensities of harvesting in a Sitka spruce forest (N. Wales) and the effect on the establishment of the next crop. *Forest Ecology and Management* 41: 81-93.
- Eriksson, E., Karlton, E. & Lundmark, J.-E. 1992. Acidification of forest soils in Sweden. *Ambio* 21: 150-154.
- Eriksson, H. 1991. Sources and sinks of carbon dioxide in Sweden. *Ambio* 146-150.
- Eriksson, H. 1996a. Askåterföring - näringsökologiska effekter. KSLAs tidskrift 135(13), 53-60.
- Eriksson, H. 1996b. Early effects of granulated wood ash on the nutrient composition and acidity of two Swedish forest soils. I: Eriksson, H. Effects of tree species and nutrient application on distribution and budgets of base cations in Swedish forest ecosystems. SLU, Inst. för skoglig marklära. Uppsala. Akad. avh. Uppsats 5.
- Eriksson, J. 1996. Härdade vedaskors upplösning i skogsjord. NUTEK Rapport 1996:50. Stockholm. 54 s.
- Eriksson, J. & Börjesson, P. 1991. Vedaska i skogen. Vattenfall FUD-Rapport UB 1991/46. Vällingby. 77 s.

- Eriksson, L.-G. 1993. Mängd trädrester efter trädbränsleskörd. Rapport från Vattenfall Utveckling AB, Projekt Bioenergi. Nr 28. 27 s.
- Eriksson, A., Jansson, G. & Movitz, J. 1984. Skogsgödslingens effekter på svamp. Vår Föda 36, 76-85.
- Erland, S. & Söderström, B. 1991a. Effects of lime and ash treatments on ectomycorrhizal infection of *Pinus sylvestris* L. seedlings planted in a pine forest. Scandinavian Journal of Forest Research 6, 519-525.
- Erland, S. & Söderström, B. 1991b. Effects of liming on ectomycorrhizal fungi infecting *Pinus sylvestris* L. New Phytology 117, 405-411.
- Etiégni, L. & Campbell, A. G. 1991. Physical and chemical characteristics of wood ash. Bioresource Technology 37, 173-178.
- Fahey, T.J., Stevens, P.A., Hornung, M. & Rowland, P. 1991. Decomposition and nutrient release from logging residue following conventional harvest of Sitka spruce in north Wales. Forestry 64: 289-301.
- Falkengren-Grerup, U. 1992. Mark- och floraförändringar i sydsvensk ädellövskog. Naturvårdsverket, Solna. Rapport 4061.
- Farber, S. A. & Hodgdon, A. D. 1991. Cesium-137 in wood ash - results of nationwide survey. Health Phys. Soc., 60 (Supplement 2): S76.
- Ferm, A., Hokkanen, T., Moilanen, M. & Issakainen, J. 1992. Effects of wood bark ash on the growth and nutrition of a Scots pine afforestation in central Finland. Plant and Soil 147, 305-316.
- Fiedler, H., Lau, C., Cooper, K., Andersson, R., Kulp, S.-E., Rappe, C., Howell, F. & Bonner, M. 1995. PCDD/PCDF in soil and pine needle samples in a rural area in the United States of America. Organohalogen Compounds 24, 285-292.
- Finlay, R., Wallander, H. & Erland, S. 1997. Environmental consequences of biofuel removal from forests: effects and interactions involving ectomycorrhiza. Lägesrapport till NUTEK, 1997-10-17.
- Finlay, R. D. & Frostegård, Å. S. A. M. 1992. Utilization of organic and inorganic nitrogen sources by ectomycorrhizal fungi in pure culture and in symbiosis with *Pinus contorta* Dougl. ex Loud. New Phytol. 120: 105-115.
- Fransman, B. & Nihlgård, B. 1995. Water chemistry in forested catchments after topsoil treatment with liming agents in south Sweden. Water, Air, and Soil Pollution 85, 895-900.
- Fransman, B. & Nihlgård, B. 1997. Long-term impact of lime and wood ash on carbon and nitrogen in forest soils. Lunds universitet, Ekologiska inst. Manuskript.
- Fridman, J. & Walheim, M. 1997. Död ved i Sverige - Statistik från riksskogstaxeringen. Arbetsrapport 24/1997. SLU, Inst. För skoglig resurshushållning och geomatik, Umeå
- Fries, G. F. 1982. Potential PCB residues in animal products from application of contaminated sewage sludge to land. Journal of Environmental Quality 11, 14-20.
- Fritze, H., Smolander, A., Levula, T., Kitunen, V. & Mätkönen, 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.
- 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.
- Granström, A., Ericsson, O. & Schimmel, J. 1995. Fröet, grodden och fienderna. Skog & Forskning Nr 1/95, 34-40.
- Grennfelt, P. & Thörnelöf, E. (red.) 1992. Critical loads for nitrogen. Nordiska Ministerrådet, Köpenhamn. Nord 1992:41.
- Gustafsson, L. 1994. A comparison of biological characteristics and distribution between threatened and non-threatened forest vascular plants. Ecography 17: 39-49.
- Gustafsson, L., Berg, Å., Ehnström, B., Hallingbäck, T., Jonsell, M. & Weslien, J. 1995. Skogens rödlistade arter. Sveriges lantbruksuniversitet, Fakta Skog Nr 2.
- 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.
- Hakkila, P. 1973. The effect of slash on work difficulty in manual planting. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 78. 34 s.
- Hakkila, P. 1989. Ecological consequences of residue removal. I: Utilization of residual forest biomass Springer-Verlag (Berlin, Heidelberg, New York). sid 479-516.
- Hakkila, P. & Kalaja, H. 1983. The technique of recycling wood and bark ash. Folia Forestalia 552. 37 s.

- Hallbäcken, L. 1992. The nature and importance of long-term soil acidification in Swedish forest ecosystems. Sveriges lantbruksuniversitet, Inst. för ekologi och miljövard, Uppsala. Rapport 52.
- Hallbäcken, L., Li-quan Zang & Kriise, A. 1996. Kalkningseffekter på skogsmarkens vegetation. I: Skogsmarkskalkning. Redaktörer H. Staaf, T. Persson & U. Bertills. Rapport 4559. Naurvårdsverket, Stockholm, sid 134-142.
- Hallgren Larsson, E., Knulst, J., Malm, G. & Westling, O. 1995. Deposition of acidifying compounds in Sweden. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 2271-2276.
- Hallgren Larsson, E., Knulst, J., Lövblad, G., Malm, G. Sjöberg K. & Westling, O. 1997. Luftföroreningar i södra Sverige 1985-1995. IVL Aneboda B 1257.
- Hallsby, G. 1994. The influence of different forest organic matter on the growth of one year old planted Norway spruce seedlings in a greenhouse experiment. *New Forests* 8: 43-60.
- Hardell, L. 1989. Dioxiner och cancer. I: Dioxinet in på livet. Forskningsrådsnämnden Källa/34, s 23-34.
- Harding, S., Lapis, E.B., Bejer, B. 1986. Observations on the activity and development of pitygenes chalcographus L. (Col., Scolytidae) in stands of Norway spruce in Denmark. *J. Appl. Ent.* 102: 237-244.
- Harwood, C.E. & Jackson, W.D. 1975. Atmospheric losses of four plant nutrients during a forest fire. *Australian Forestry* 38: 92-99.
- Hedvall, R. 1997. Activity concentrations of radionucleids in energy production from peat, wood chips and straw. Lunds universitet, Radiation Physics Dept. Lund. Akad. avh.
- Hedvall, R., Erlandsson, B. & Mattsson, S. 1996. Cs-137 in fuels and ash products from biofuel power plants in Sweden. *Journal of Environmental Radioactivity* 31, 103-117.
- Hendrickson, O.Q., Chatarpaul, L. & Robinson, J.B. 1985. Effects of two methods of timber harvesting on microbial processes in forest soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49: 739-746.
- Hendrickson, O.Q., Chatarpaul, L. & Burgess, D. 1989. Nutrient cycling following whole-tree and conventional harvest in northern mixed forest. *Canadian Journal of Forest Research* 19: 725-735.
- Holappa, E.-L. & Jonsson, L. 1987. Inventering med tvärsnittslinjemetoden. SLU, Examensarbete i ämnet skogsskötsel, Umeå. nr 11: 0-38.
- Holm, F. 1989. Sinnebilderna av ett miljögift. I: Dioxinet in på livet. Forskningsrådsnämnden Källa/34, s 4-10.
- Holmen, H. 1964. Forest ecological studies on drained peat land in the province of Uppland, Sweden. *Studia Forestalia Suecica* No. 16: 236 s.
- Holmén, K. 1996. Växthusgasernas förändring i atmosfären. I: Berg, B. (red.) Markdagen 1996. SLU, Inst f skoglig marklära, Rapporter i skogsekologi och skoglig marklära nr 72. Uppsala. s. 45-65.
- Holmroos, S. 1993. Karakterisering av vedaska. Vattenfall Utveckling AB, rapport nr VU-E 93:64.
- Hornbeck, J. W., Smith, C. T., Martin, Q. W., Tritton, L. M. & Pierce, R. S. 1990. Effects of intensive harvesting on nutrient capitals of three forest types in New England. *Forest Ecol. Manag.* 30: 55-64.
- Hornung, M., Sutton, M. A. & Wilson, R. B. (red.) 1995. Mapping and modelling of critical loads for nitrogen- a workshop report. Institute of Terrestrial Ecology, United Kingdom.
- Huntington, T.G. & Ryan, D.F. 1990. Whole-tree harvesting effects on soil nitrogen and carbon. *Forest Ecology and Management* 31: 193-204.
- Högberg, P. & Jensen, P. 1994. Aluminium and uptake of base cations by tree roots: A critique of the model proposed by Sverdrup et. al. *Water, Air and Soil Pollution* 74:1-5.
- Höök, L. & Mattsson, A. 1973. Några insekters fördelning i obehandlade och behandlade tallvältor. Speciell hänsyn tagen till större mörghorren. Examensarbete, Skogshögskolan.
- Jacobaeus, H. & Lindahl, P. 1973. Produktion av mindre mörghorren i hyggesavfall. Statens Skogsmästarskola, Rapport nr. 9 1973.
- Ingelög, T. 1974. Biotiska förändringar vid förnyelseingrepp. Sveriges Skogsvårdsförbunds Tidskrift. nr 1: 91-103.
- Ingelög, T. 1978. Hyggesavfallens betydelse för bärrisens förekomst och fertilitet - en orienterande studie. SLU, Projekt helträdsutnyttjande, rapport 53. 30 s.
- Jacobson, S. 1996. Askåterföring och kompensationsgödning efter helträdsavverkning - effekt på trädens stamtillväxt. I: Ekologiska effekter av skogsbränsleuttag och askåterföring. Konferens på Kungliga Skogs- och Lantbruksakademien den 5 juni 1996. Kungliga Skogs- och Lantbruksakademiens tidskrift. 13: 91-102.
- Jacobson, S. 1997a. Återföring av aska till skogsmark - kortsiktiga effekter på floran efter spridning av en krossaska. SkogForsk, Arbetsrapport nr 377. Uppsala. 4 s.
- Jacobson, S. 1997b. Återföring av aska kan ge tillväxtförluster. SkogForsk, Resultat nr 23. Uppsala. 4 s.

- Jacobson, S. 1997c. Återföring av aska på skoglig fastmark - effekter på trädens koncentration av tungmetaller. SkogForsk. Uppsala. Manuskript.
- Jacobson, S. & Ring, E. 1995a. Effekter av granulerad vedaska på skogsproduktion, barrkemi och markvattenkemi. SkogForsk, Manuskript. Slutrapport till NUTEK. 19 s. 40 bilagor.
- Jacobson, S. & Ring, E. 1995b. Askan åt skogen - deponeringslösning eller markvård? SkogForsk, Resultat Nr 2. Uppsala. 4 s.
- Jacobson, S., Kukkola, M., Mälkönen, E., Tveite, B. & Möller, G. 1996. Growth response of coniferous stands to whole-tree harvesting in early thinnings. *Scandinavian Journal of Forest Research* 11: 50-59.
- Jansson, P.-E. 1978. Vattenhushållning - biometeorologiska förändringar i samband med kalhuggning. I: Den tidiga kalhyggesfasens näringsomsättning. Resultat av inledande undersökningar. U. Granhall (Red.). SLU, Barrskogslandskapets ekologi, Uppsala. pp. 59-64.
- Jensen, S., Eriksson, G., Kylin, H. & Strachan, W. M. J. 1992. Atmospheric pollution by persistent organic compounds: monitoring with pine needles. *Chemosphere* 24, 229-245.
- Johansson, M.-B. 1994. The influence of soil scarification on the turn-over rate of slash needles & nutrient release. *Scandinavian Journal of Forest Research* 9: 170-179.
- Johnson, D.W., West, D.C., Todd, D.E. & Mann, L.K. 1982. Effects of sawlog vs. whole-tree harvesting on the nitrogen, phosphorus, potassium and calcium budgets of an upland mixed oak forest. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46: 1304-1309.
- Jones, K. C. & Sewart, A. P. 1995. Dioxins and furanes in sewage sludge. Dept of the Environment and UK Water Industry Research, London, UK. DoE Reference EPG 1/9/13, 1-104.
- Jongmans, A. G., van Breemen, N., Lundström, U., van Hees, P. A. W., Finlay, R. D., Srinivasan, M., Unestam, T., Giesler, R., Melkerud, P. -A. & Olsson, M. 1997. Rock-eating fungi. *Nature* 389: 682-683.
- Jonsell, M., Weslien, J. & Ehnström, B. 1998. Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. *Biodiversity and Conservation*. (under tryckning).
- Jorgensen, J.R. & Wells, C.G. 1971. Apparent nitrogen fixation in soil influenced by prescribed burning. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 35: 806-810.
- Jäppinen, J.-P. & Hotanen, J.-P. 1990. Effect of fertilization on the abundance of bryophytes in two drained peatland forests in Eastern Finland. *Annales Botanici Fennici* 27, 93-108.
- Jönsson, O. & Nilsson, C. 1996a. Aska från biobränslen. *KSLAs tidskrift* 135 (13), 25-36.
- Jönsson, O. & Nilsson, C. 1996b. Karakterisering av förgasningsaskor från skogsbränslen. NUTEK Rapport R 1996:27. Stockholm. 31 s.
- Kahl, J. S., Fernandez, I. J., Rustad, L. E. & Peckenham, J. 1996. Threshold application rates of wood ash to an acidic forest soil. *Journal of Environmental Quality* 25, 220-227.
- Kaila, A., Soini, S. & Kivinen, E. 1954. Influence of lime and fertilizers upon the mineralization of peat nitrogen in incubation experiments. *The journal of the scientific agricultural society of Finland* 26(2), 79-95.
- Kardell, L. 1983. Hyggesavfallets inverkan på flora, folk och få. SLU, Skogsfakta supplement nr 1: 37-40.
- Kardell, L. 1987. Kan naturen undvara ris och stubbar? SLU, Skogsfakta konferens nr 10: 9-27.
- Kardell, L. 1992. Vegetationsförändring, plantetablering samt bärproduktion efter stubb- och ristäkt. SLU, Inst. för skoglig landskapsvård, Uppsala. Rapport 50.
- Kardell, L. 1993. Stubbrytningsförsöket på Tagel 1978-1989 - vegetation och skogstillstånd. SLU, Inst. för skoglig landskapsvård, Uppsala. Rapport 52.
- Kardell, L. 1996. Stubbrytningsförsöken i Piteåtrakten 1979-1990. SLU, Inst. för skoglig landskapsvård, Rapport nr 63. 68 s.
- Kardell, L., Hultman, S. -G., Johansson, M. -L. & Svedin, P. O. 1977. Konsekvenser för det rörliga friluftslivet av helträdsutnyttjande. SLU. Avdelningen för landskapsvård, Rapporter och uppsatser Nr 7. 88 s.
- Kardell, L. & Wärne, C. 1981. Stubbar och ris - Blåbär och lingon. Utläggning av skogsenergiförsök 1978-1980. SLU, Inst. för skoglig landskapsvård, Uppsala. Rapport 21.
- Kardell, L., Eriksson, L. & Schelander, B. 1993. Skogsproduktion i gamla grustag. SLU, Inst. för skoglig landskapsvård, Rapport 53.
- Karjalainen, T. & Kellomäki, S. 1993. Carbon storage in forest ecosystems in Finland. Proc. of the IPCC AFOS workshop: Carbon balance of world's forested ecosystems - Towards a global assessment, Joensuu, Finland, 11-15 May 1992. Publications of the Academy of Finland 3/93, s. 40-51.
- Karlsson, L. G. 1997. Beräkning av kemisk stabilitet hos biobränsleaskor. NUTEK Rapport 1997:44. Stockholm. 48 s.

- Karlsson-Norrgrén, L. 1985. Cadmium and aluminium in fish; body distribution and morphological effects. SLU, Veterinärmedicinska fakulteten, Inst f patologi. Uppsala. Doktorsavhandling.
- Karsisto, M. 1979. Effect of forest improvement measures on activity of organic matter decomposing micro-organisms in forested peatlands. Part II. Effect of ash fertilization. *Suo* 30, 81-91 (på finska med engelsk sammanfattning).
- Kasimir-Klemedtsson, Å. & Klemedtsson, L. 1996. Markanvändning påverkar avgivning av växthusgas. I: Berg, B. (red.) *Markdagen 1996*. SLU, Inst f skoglig marklära. Rapporter i skogsekologi och skoglig marklära nr 72. Uppsala. s. 19-31.
- Kellner, O. & Redbo-Torstensson, P. 1995. Effects of elevated nitrogen deposition on the field-layer vegetation in coniferous forests. *Ecological Bullentins* 44, 227-237.
- Kellner, O. & Weibull, H. 1997. Effects of wood ash on bryophytes and lichens. SLU, Inst f ekologi och miljövård. Manuskript.
- Koskenniemi, A. & Huhta, V. 1986. Effects of fertilization and manipulation of pH on mite (Acari) populations of coniferous forest soil. *Revue Ecologie et Biologie du Sol* 23, 271-286.
- Kruuse, A. 1992. Skogsenergins konsekvenser för florán. Rapport från Vattenfall Utveckling AB, Projekt Bioenergi. Nr 29. 37 s.
- Kruuse, A. 1996. Ekologiska effekter av skogsbränsleuttag och askåterföring. Konferens på Kungliga Skogs- och Lantbruksakademien den 5 juni 1996. *Kungliga Skogs- och Lantbruksakademiens tidskrift*. 13: 69-71.
- Kukkola, M. & Mälikönen, E. 1994. The role of logging residues in site productivity after first thinning of Scots pine and Norway spruce stands. I: *Boreal forests & global change*, September 25-28, 1994, Saskatchewan, Canada. Conference papers, advance abstracts. International Boreal Forest Research Association, IBFRA.
- Kukkola, M. & Mälikönen, E. 1996. The role of logging residues in site productivity after first thinning of Scots pine and Norway spruce stands. Conference paper presented at IEA bioenergy / Task XII joint meeting, Jyväskylä 9-10.9 1996.
- Larsson, P.-E. & Westling, O. 1998. Leaching of wood ash and lime products-laboratory study. Accepterad för publicering i *Scandinavian Journal of Forest Research*.
- Lehtikangas, P. & Persson, J. 1995. Kvalitet vid lagring av bränsleträddelar. *SkogForsk*, stencil, 21 s.
- Leijon, B. 1991. Helträdsutnyttjande och skogsproduktionen. Statens Energiverk, projekt 146 314-1. Rapport 1987-07-01 - 1991-06-30. 30 s.
- Leijon, B. & Egnell, G. 1996. Ekologiska effekter av skogsbränsleuttag och askåterföring. Konferens på Kungliga Skogs- och Lantbruksakademien den 5 juni 1996. *Kungliga Skogs- och Lantbruksakademiens tidskrift*. 13: 83-89.
- Lekander, B. 1955. Skadeinsekternas uppträdande i de av januaristormen 1954 drabbade skogarna. *Medd. fr. Statens Skogsforskningsinst.* Bd. 45 (3).
- Lekander, B. & Lindelöw, Å. 1977. Helträdsutnyttjandet och insekterna. PHU rapport nr. 52, Projekt Helträdsutnyttjande, Villag. 1, Stockholm.
- Liinanki, L. & Karlsson, G. 1994. Vega test och verifikation - trycksatt förgasning av biobränslen. Vattenfall Utveckling AB, Rapport 1994/12. Vällingby.
- Likens, G.E. & Bormann, F.H. 1974. Effects of forest clearing on the northern hardwood forest ecosystem and its biogeochemistry. I: *Proceedings of the first international congress of ecology. Structure, functioning and management of ecosystems*. The Hague, the Netherlands, September 8-14, 1974. Pudoc, Wageningen, s. 330-335.
- Liljelund, L.-E., Lundmark, J.-E., Nihlgård, B., Nohrstedt, H.-Ö. & Rosén, K. 1990. Skogsvitalisering. Kunskapsläge och forskningsbehov. Naturvårdsverket, Solna. Rapport 3813.
- Lilliesköld, M. & Nilsson, J. (red.) 1997. Kol i marken - konsekvenser av markanvändning i skogs- och jordbruk. Naturvårdsverket, Rapport 4782. Stockholm. 47 s.
- Lindell, B. 1986. Strålrisker och Tjernobylolyckan. *Vår Föda* 38, Supplement 3, 137-200.
- Lithner, G. 1989. Some fundamental relationships between metal toxicity in freshwater, physico-chemical properties and background levels. *Science of the Total Environment* 87/88, 365-380.
- Ljungström, M., Nihlgård, B. & Lundmark, J.-E. 1996. Kalkningseffekter på trädförnygring. I: Staaf, H., Persson, T. & Bertills, U. (red.) *Skogsmarkskalkning. Resultat och slutsatser från Naturvårdsverkets försöksverksamhet*. Naturvårdsverket Rapport 4559. s. 134-142.
- Lumme, I. & Laiho, O. 1988. Effects of sewage sludge, conifer bark ash and wood fibre waste on soil characteristics and the growth of *Salix aquatica*. *Comm. Inst. For. Fenn.* 146. 24 s.

- Lundborg, A. 1994a. Skogsbränsle, aska och ekologi. Rapport från Vattenfall Utveckling AB, Projekt Bioenergi. Nr 6. 49 s.
- Lundborg, A. 1994b. Skogsbränsle och kolbalanser. Rapport från Vattenfall Utveckling AB, Projekt Bioenergi. Nr 11. 43 s.
- Lundborg, A. 1997. Reducing the nitrogen load: whole-tree harvesting. *Ambio* 26, 387-392.
- Lundgren, B. 1982. Bacteria in a pine forest soil as affected by clear-cutting. *Soil Biology & Biochemistry* 14: 537-542.
- Lundkvist, H. 1978. Abundans av enchytraeider i relation till kalhuggning. I: Den tidiga kalhyggesfasens näringsomsättning. Resultat av inledande undersökningar. U. Granhall (Red.). SLU, Barrskogslandskapets ekologi, Uppsala. Internal report no. 19.
- Lundkvist, H. 1983. Effects of clear-cutting on the enchytraeids in a Scots pine forest soil of central Sweden. *Journal of Applied Ecology* 20: 873-885.
- Lundkvist, H. 1988. Ecological effects of whole tree harvesting - some results from swedish field experiments. I: Predicting consequences of an intensive forest harvesting on long-term productivity by site classification. T.M. Williams. & C.A. Gresham (Red.). IEA/BE project A3, Baruch Forest Science Institute of Clemson University, Georgetown, S. C. USA Report no. 6: 131-140.
- Lundkvist, H. 1996. Ekologiska effekter av skogsbränsleuttag och askåterföring. Konferens på Kungliga Skogs- och Lantbruksakademien den 5 juni 1996. Kungliga Skogs- och Lantbruksakademiens tidskrift. 13: 61-68.
- Lundkvist, H. 1997. Wood ash effects on enchytraeid and earthworm abundance and enchytraeid cadmium content. SLU, Inst f ekologi och miljövård, Uppsala. Manuskript.
- Lundkvist, H., Olsson, B.A., Bengtsson, J., Rolff, C. & Ågren, G. 1991. Effekter av ökat biomassaavgång på markens långsiktiga produktionsförmåga. STEV-projekt 146.313-1. SLU, Inst. för Ekologi och Miljövård, Uppsala. Rapport 870701-901130. 74 s.
- Lundmark, J.-E. 1983. Produktionsekologiska effekter på olika ståndortstyper vid helträdsutnyttjande - prognos grundad på "biologisk grundsyn". SLU, Skogsfakta supplement nr 1: 24-31.
- Luthe, C. and Prahacs, S. 1993. Dioxins from pulp mill combustion processes: Implications and control. *Pulp Paper Canada* 94, 227-234.
- Lükewille, A., Bredemeier, M. & Ulrich, B. 1993. Input-output relations of major ions in European forest ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 47, 175-184.
- Långström, B. 1975. Märgborreangrepp efter röjning av tall. - *Skogen* 1/75 18-21.
- Långström, B. 1979. Märgborrarnas förökning i röjningsavfall av tall och kronskadegörelse på kvarstående träd. Skogsentomologiska rapporter nr. 1 SLU.
- Långström, B. 1992. Märgborreskador och tillväxtförluster efter tre års lagring av obarkat virke. Skogsfakta 15/1992. SLU.
- Långström, B., Hellqvist, C. & Ehnström, B. 1984. Fördelning och produktion av större märgborren i tallvältor. *SST* 1/84:23-35.
- Långström, B., Tenow, O., Ericsson, A., Hellqvist, C. & Larsson, S. 1990. Effects of shoot pruning on stem growth, needle biomass, and dynamics of carbohydrates and nitrogen in Scots pine as related to season and tree age. *Can. J. For. Res.* 20:514-523.
- Långström, B. & Hellqvist, C. 1991. Shoot damage estimates and growth losses following three years of Tomi- cus- attacks in Scots pine stands close to a timber storage site. *Silva Fennica* 25 (3). 133-145.
- Lövblad, G., Amann, M., Andersen, B., Hovmand, M., Joffre, S. & Pedersen, U. 1992. Deposition of sulphur and nitrogen in the Nordic countries: present and future. *Ambio* 21: 339-347.
- Lövblad, G., Kindbom K., Grennfelt P., Hultberg H. & Westling, O. 1995. Deposition of acidifying substances in Sweden. *Ecological Bullentins* 44: 17-34.
- Malmström, C. 1952. Svenska gödslingsförsök för belysande av de näringsekologiska villkoren för skogsväxt på torvmark. *Comm. Inst. For. Fenn.* 40(17), 1-27.
- Malmström, C. 1953. Skogsforskningen har ordet. *Skogen* 40:1, 30-31.
- Malmström, C. 1966. Skogssällskapetets äldsta skogliga gödslingsförsök på dikad torvmark och de resultat de lämnat. Skogssällskapet 1965-66, s. 20-45.
- Mann, L.K., Johnson, D.W., West, D.C., Cole, D.W., Hornbeck, J.W., Martin, C.W., Riekerk, H., Smith, C.T., Swank, W.T., Tritton, L.M. & Van Lear, D.H. 1988. Effects of whole-tree & stem-only clearcutting on posthar- vest hydrolic losses, nutrient capital and regrowth. *Forest Science* . 34: 412-428.
- Mann, L.K. & Johnson, D.W. 1989. Postharvest effects of whole-tree and stem-only clearcutting. In Research strategies for long-term site productivity. Proceedings, IEA/BE A3 workshop, Seattle, WA, August 1988. Report

- No. 8. Forest Research Institute, New Zealand, Bulletin 152. W.J. Dyck. & C.A. Mees (Red.). Forest Research Institute, New Zealand. S. 253-253.
- Marklund, L. G. 1988. Biomassfunktioner för tall, gran och björk i Sverige. Institutionen för skogstaxering, SLU, Rapport 45. 73 s.
- Martikainen, P. J. 1984. Nitrification in two coniferous forest soils after different fertilization treatments. *Soil Biology and Biochemistry* 16, 577-582.
- Martikainen, P. J. 1985. Numbers of autotrophic nitrifiers and nitrification in fertilized forest soil. *Soil Biology and Biochemistry* 17, 245-248.
- Martikainen, P. J. & Nurmiaho-Lassila, E.-L. 1985. *Nitrosospira*, an important ammonium-oxidizing bacterium in fertilized coniferous forest soil. *Canadian Journal of Microbiology* 31, 190-197.
- McClagherty, C.A. 1986. Long term decomposition of temperate forest litter. I: Predicting consequences of intensive forest harvesting on long-term productivity. Proceedings from the IEA/FE project CPC-10 workshop, May 24-31, 1986, Jädraås, Sweden. G.I. Ågren (Red.). Swedish University of Agricultural Sciences Dept. Ecology and Environmental Research, Uppsala. s. 155-164.
- McInnis, B.G. & Roberts, M.R. 1994. The effect of full-tree & tree-length harvests on natural regeneration. *Northern Journal of Applied Forestry* 11: 131-137.
- McInnis, B.G. & Roberts, M.R. 1995. Seedling microenvironment in full-tree & tree-length logging slash. *Canadian Journal of Forest Research* 25: 128-136.
- Mikola, P. 1975. Afforestation of bogs after industrial exploitation of peat. *Silva Fennica* 9, 101-115. (på finska med engelsk sammanfattning).
- Mälkönen, E. 1972. Effect of harvesting logging residues on the nutrient status of Scots Pine stands. *Folia Forestalia, Institutum Forestale Fenniae* 157: 1-14.
- Mälkönen, E. 1976. Effect of whole-tree harvesting on soil fertility. *Silva Fennica* 10: 157-164.
- Nambiar, E.K.S. & Sands, R. 1993. Competition for water and nutrients in forests. *Canadian Journal of Forest Research* 23: 1955-1968.
- Neéman, G., Meir, I. & Neéman, R. 1993. The effect of ash on the germination and early growth of shoots and roots of *Pinus*, *Cistus* and annuals. *Seed Science & Technology* 21, 339-349.
- Nilsson, C. & Steenari, B.-M. 1996. Karakterisering och behandling av träaska. NUTEK Rapport R 1996:15. Stockholm. 43 s.
- Nilsson, J. & Grennfelt, P. (red.) 1988. Critical loads for sulphur and nitrogen. Nordiska Ministerrådet, Köpenhamn. *NORD Miljörapport* 1988: 15.
- Nilsson, P. 1992. Cesium i en sulfatmasefabrik. Tekniska högskolan i Luleå, Avdelningen för restproduktteknik. Examensarbete 186E.
- Nilsson, S. I. 1992. Acidification of Swedish oligotrophic lakes - interactions between deposition, forest growth and effects on lake-water quality. *Ambio* 22: 272-276.
- Nilsson, S. 1974. Tillväxtförluster hos tall vid angrepp av mörghjortar. Rapp. O Uppsatser, Inst. F. Skogsteknik, Garpenberg, nr 78.
- Nilsson, S.I. & Tyler, G. 1995. Acidification-induced chemical changes of forest soils during recent decades-a review. I Staaf, H. & Tyler, G. (red.) . Effects of acid deposition and tropospheric ozone in Sweden. *Ecological Bulletines* 44: 54-64.
- Nilsson, T. 1990. Tallen växer bättre - gödsla med torv- och vedaska. *Skogen* 1/90, s. 24-26.
- Nilsson, T. 1991. Vikt, längd och växtnäringsinnehåll för tallbarr från vedask-, kalk- eller PK-gödslade tallplanter på en utbruten torvmark. SLU, Inst f skoglig marklära. Arbetsrapport "Odling Flakmossen". Uppsala. 27 s.
- Nilsson, T., Lundin, L. & Olsson, M. 1994. Beskogning av avslutade torvtäcker - problem och lösningar. SLU, Skogsakta Nr 8. Uppsala. 4 s.
- Nilsson, T. & Lundin, L. 1996. Effects of drainage and wood ash fertilization on water chemistry at a cutover peatland. *Hydrobiologia* 335, 3-18.
- Nilsson, T. & Eriksson, H. 1997a. Vedaska och kalk - effekter på kväveminalisering och nitrifikation i en skogsjord. SLU, Inst f skoglig marklära, Uppsala. 65 s. Manuskript.
- Nilsson, T. & Eriksson, H. 1997b. Vedaska och kalk - effekter på upptag av näringsämnen och tungmetaller i blåbär. SLU, Inst f skoglig marklära. Uppsala. 46 s. Manuskript.
- Nilsson, U. & Örlander, G. 1995. Effects of regeneration methods on drought damage to newly planted norway spruce seedlings. *Canadian Journal of Forest Research* 25: 790-802.

- Nohrstedt, H.-Ö. 1988. Effect of liming and N-fertilization on denitrification and N₂-fixation in an acid coniferous forest floor. *Forest Ecology and Management* 24, 1-13.
- Nohrstedt, H.-Ö. 1993. Den svenska skogens kvävestatus. SkogForsk, Uppsala. Redogörelse nr 8.
- Nohrstedt, H.-Ö. 1994. Fruit-body production and ¹³⁷Cs-activity of *Cantharellus cibarius* after nitrogen- and potassium-fertilisation. SkogForsk, Report No. 2. Uppsala. 19 s.
- Nohrstedt, H.-Ö. 1996. Resultat från ett enkelt lakförsök med några olika biobränsleaskor. SkogForsk, Manuskript.
- Nohrstedt, H.-Ö. 1997a. Effekter av olika PK-gödselmedel på markvegetationen, särskilt blåbär. Slutrapport till Naturvårdsverket, 1997-07-13. Manuskript. SkogForsk.
- Nohrstedt, H.-Ö. 1997b. 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., Ring, E., Klemmedtsson, L. och Nilsson, Å. 1994. Nitrogen losses and soil water acidity after clear-felling of fertilized experimental plots in a *Pinus sylvestris* stand. *Forest Ecology and Management* 66, 69-86.
- Nohrstedt, H.-Ö. & Westling, O. 1995. Miljökonsekvensbeskrivning av STORA Skogs gödslingsprogram. Del 1, faktaunderlag. Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning, Rapport IVL B 1218. Aneboda. 90 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. 1997. Skogsbruk 2021 - påverkan på kväveutlakning och baskatjonbudget - Olika framtidsvisioner för uppfyllande av miljö- och produktionsmål i svenskt skogsbruk år 2021. Resultat Nr x SkogForsk. Manuskript.
- Nordin, A. 1995. Askmedel och kalk - tidiga effekter på elektrisk konduktivitet och pH i en skogsjord och deras korrelationer med skaktest. SLU, Inst f skoglig marklära, Rapporter i skogsekologi och skoglig marklära, Rapport nr 69. Uppsala. 33 s.
- Northup, R.R., Yu, Z., Dahlgren, R.A. & Vogt, K.A. 1995. Polyphenol control of nitrogen release from pine litter. *Nature* 377: 227-229.
- Nykvist, N. 1974a. Växtnäringsförluster vid helträdsutnyttjande - En sammanställning av undersökningar i gran- och tallbestånd (in swedish). I: Helträdsutnyttjande. Föredragen från helträdskonferensen den 27 mars 1974. G. Johansson. & S. Wernius (Red.). SLU, Inst. för skogsteknik,, Garpenberg. S. 74-93.
- Nykvist, N. 1974b. Växtnäringsämnenas fördelning före och efter kalavverkning. Sveriges Skogsvårdsförbunds Tidskrift. nr 1: 75-85.
- Nykvist, N. 1990. The effects of harvesting branches & needles on soil & vegetation. I: Changes to forest management & silvicultural techniques necessitated by forest energy production. International Energy Agency/Bioenergy agreement, Activity A1. Conventional Forestry Systems. Garpenberg, Sweden 30 September - 4 October 1990. Å. Tham. & H. Mård (Red.). Department of Forest Yield Research. Swedish University of Agricultural Sciences. Report No. 27: 77-108.
- Nykvist, N. 1997a. The effects of clear-felling, slash-burning & slash removal on the diversity of plant species. Manuskript.
- Nykvist, N. 1997b. Changes in species occurrence and phytomass after clearfelling, prescribed burning and slash removal in two Swedish spruce forests. *Studia Forestalia Suecica* No 22 (under tryckning).
- Nykvist, N. & Rosén, K. 1985. Effect of clear-felling & slash removal on the acidity of northern coniferous soils. *Forest Ecology and Management* 11: 157-169.
- Nylén, T. 1996. Uptake, turnover and transport of radiocaesium in boreal forest ecosystems. FOA och SLU, Inst f radioekologi. Avhandling.
- Nylén, T. & Ericsson, A. 1996. Uptake and retention of radioactive caesium in Scots pine. Manuskript nr VI i Nylén (1996).
- Odén, S. 1968. Nederbörden och luftens försurning, dess orsaker, förlopp och verkan i olika miljöer. Statens naturvetenskapliga forskningsråd, Ekologikomite'n, Bull. 1. Stockholm.
- Ohno, T. 1992. Neutralization of soil acidity and release of phosphorus and potassium by wood ash. *Journal of Environmental Quality* 21, 433-438.
- Ohno, T. & Hess, C. T. 1994. Levels of ¹³⁷Cs and ⁴⁰K in wood ash-amended soils. *The Science of the Total Environment* 152, 119-123.
- Olsson, B.A. 1996a. Ekologiska effekter av skogsbränsleuttag och askåterföring. Konferens på Kungliga Skogs- och Lantbruksakademien den 5 juni 1996. Kungliga Skogs- och Lantbruksakademiens tidskrift. 13: 45-51.

- Olsson, B.A. & Staaf, H. 1995. Influence of harvesting intensity of logging residues on ground vegetation in coniferous forests. *Journal of Applied Ecology* 32: 640-654.
- Olsson, B. A., Bengtsson, J. & Lundkvist, H. 1996a. Effects of different forest harvest intensities on the pools of exchangeable cations in coniferous forest soils. *Forest Ecology and Management* 84: 135-147.
- Olsson, B.A., Staaf, H., Lundkvist, H., Bengtsson, J. & Rosén, K. 1996b. Carbon & nitrogen in coniferous forest soils after clear-felling & harvests of different intensity. *Forest Ecology and Management* 82: 19-32.
- Olsson, M. 1996b. Långsiktiga näringsbalanser vid uttag av skogsbränsle. I: *Ekologiska effekter av skogsbränsleuttag och askåterföring. Konferens på Kungliga Skogs- och Lantbruksakademien den 5 juni 1996. Kungliga Skogs- och Lantbruksakademiens tidskrift.* 13: 37-44.
- Olsson, M., Rosén, K. & Melkerud, P.-A. 1993. Regional modelling of base cation losses from Swedish forest soils due to whole-tree harvesting. *Applied Geochemistry. Supplement No. 2:* 189-194.
- Olsson, M., Johansson, M.-B. & Lundin, L. 1994. Skogsmarkens bördighet. I: *Markens bördighet - Vad är bördighet och hur förändras den? Statens naturvårdsverk, Rapport 4337, s. 70-150.*
- Parkman, H. & Munthe, J. 1996. Wood ash or dolomite treatment of catchment areas - effects of mercury in runoff water. *NUTEK Rapport 1996:29.* Stockholm. 28 s.
- Persson, A. & Sohlenius, B. 1980. Kalhyggeseffekter på den hydrofila mikrofaunan (nematoder, rotatorier och tardigrader) i tallskogsmark. *SLU, Barrskogslandskapets ekologi, Uppsala. Internal report 86.*
- Persson, H. 1989. Kalkning av skogsmarken - hur reagerar rötterna? *SLU, Skogsfakta, Biologi och skogsskötsel nr 65. Uppsala. 6 s.*
- Persson, H. & Ahlström, K. 1994. The effects of alkalizing compounds on fine-root growth in a Norway spruce stand in southwest Sweden. *J. Environ. Sci. Health A29(4), 803-820.*
- Persson, J. 1994. Skogsbränsle från gallring - Studie hos Mälarskog av fällning och skotning av bränsleträddelar. *Stencil, SkogForsk 1994-12-20.*
- Persson, J. 1995. Skogsbränsle från gallring - Studie av skotning av bränsleträddelar med extra vagn hos SCA Skog AB. *Stencil, SkogForsk 1995-03-02.*
- Persson, L.G. 1981. Barkborrarnas förekomst i energisortiment. *Specialarbete nr 15 1981, Norra Skogsinstitutet, SLU.*
- Persson, T. 1978. Abundans av markarthropoder i relation till kalhuggning. I: *Den tidiga kalhyggesfasens näringsomsättning. Resultat av inledande undersökningar. U. Granhall (Red.). SLU, Barrskogslandskapets ekologi, Uppsala. Internal report no. 70: 20-23.*
- Persson, T. 1988. Effects of acidification and liming on soil biology. I: *Andersson, F. & Persson, T. (red.) Liming as a measure to improve soil and tree condition in areas affected by air pollution. Naturvårdsverket, Report 3518. Solna. s. 53-70.*
- Persson, T. & Wirén, A. 1996. Effekter av skogsmarkskalkning på kväveomsättningen. I: *Staaf, H., Persson, T. & Bertills, U. (red.) Skogsmarkskalkning. Naturvårdsverket, Rapport 4559. s. 70-91.*
- Pettersson, F. 1985. Gödslingseffekter i plant- och ungskog. *Föreningen skogsträdsförädling, Institutet för skogsförbättring, Årsbok 1984. Sid 87-116.*
- Pettersson, F. 1990. Kompensationsgödsling efter träddelsgallring. *Institutet för skogsförbättring, Information Växtnäring-skogsproduktion Nr 2 1990/91. Uppsala. 4 s.*
- Pettersson, T. 1974. Insektsproduktion i hyggesavfall. *Statens Skogsmästarskola. Rapport 1974 nr 4*
- Pohlandt, K. & Marutzky, R. 1993. Zusammensetzung und Eluierbarkeit von Aschen aus industriellen Feuerungsanlagen holzverarbeitender Betriebe. *Holz als Roh- und Werkstoff* 51, 193-196.
- Pohlandt, K. & Marutzky, R. 1994. Concentration and distribution of polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDD) and polychlorinated dibenzofurans (PCDF) in wood ash. *Chemosphere* 28, 1311-1314.
- Priha, O. & Smolander, A. 1994. Fumigation-extraction and substrate-induced respiration derived microbial biomass C, and respiration rate in limed soil of Scots pine sapling stands. *Biology and Fertility of Soils* 17, 301-308.
- Rappe, C. 1989. Ständigt nya fynd. I: *Dioxinet in på livet. Forskningsrådsnämnden Källa/34, s 11-22.*
- Ravila, A. & Holm, E. 1996. Assessment of the radiation field from radioactive elements in wood-ash-treated coniferous forest in southwest Sweden. *Journal of Environmental Radioactivity* 12, 135-156.
- Regnander, J. 1975. Bättre än insekticider. Två skogshygieniskt "riktiga" sätt att lagra obarkad massaved- enviktig påminnelse. *Skogen 7 1977: 278-281.*
- Renberg, I., Korsman, T. & Anderson, N.J. 1993. A temporal perspective of lake acidification in Sweden. *Ambio* 22: 264-271.

- Reurslag, A. & , Berg, B. 1993. Fallförna och organiskt material i skogsmark. Rapport från Vattenfall Utveckling AB, Projekt Bioenergi Nr 2. 116 s.
- Rikala, R. & Jozefek, H. J. 1990. Effect of dolomit lime and wood ash on peat substrate and development of tree seedlings. *Silva Fennica* 24, 323-334.
- Ring, E. 1997. Miljöeffekter av bränder i skogsekosystem - en litteraturöversikt med Norden i brännpunkten. Redogörelse 2/1997. SkogForsk.
- Ring, E. & Nohrstedt, H.-Ö. 1996. Slutrapport från hörnförsöket 131 Farabol. SkogForsk, Uppsala. Manuskript. 13 s. Slutrapport till Stiftelsen Svensk Växtnäringsforskning.
- Risberg, B. 1985a. Uppskattning av granbarkborreskador i Värmland 1971-1982 genom korrigering och komplettering av tidigare flyginventerings- resultat. SST 85: 21-31.
- Risberg, B. 1985b. Inventering av granbarkborreskador - En metodöversikt och ett försök med tvåfassampling. SST 85: 33-41.
- Robertsson, K. 1991. Emissions of N₂O in Sweden - natural and anthropogenic sources. *Ambio* 20, 151-155.
- Rodenkirchen, H. 1992. Effects of acidic precipitation, fertilization and liming on the ground vegetation in coniferous forests of Southern Germany. *Water, Air, and Soil Pollution* 61: 279-294.
- Rodhe, H., Eriksson, H., Robertsson, K. & Svensson, B. H. 1991. Sources and sinks of greenhouse gases in Sweden: a case study. *Ambio* 20, 143-145.
- Rosén, K. 1986. Increased nitrogen leaching under piles of slash - A consequence of modern logging systems. I: Predicting consequences of intensive forest harvesting on long-term productivity. Proceedings from the IEA/FE project CPC-10 workshop, May 24-31, 1986, Jädraås, Sweden. G.I. Ågren (Red.). Swedish University of Agricultural Sciences. Dept. Ecology and Environmental Research. Report No. 26: 173-175.
- Rosén, K. 1988. Skogsenergi eller fossila bränslen. En jämförelse ur försurningssynpunkt. Naturvårdsverket Rapport Nr 3521. 40 s.
- Rosén, K. 1991. Skörd av skogsbränslen i slutavverkning och gallring - ekologiska effekter. Utredning utförd på uppdrag av Skogsstyrelsen, Naturvårdsverket, Närings- och teknikutvecklingsverket och Vattenfall. Skogsstyrelsen meddelanden nr 5. 59 s.
- Rosén, K. & Lundmark-Thelin, A. 1987. Increased nitrogen leaching under piles of slash - a consequence of modern forest harvesting techniques. *Scandinavian Journal of Forest Research* 2: 21-29.
- Rosén, K., Gundersen, P., Tegnhammar, L., Johansson, M. & Frogner T. 1992 Nitrogen enrichment of Nordic forest ecosystems. *Ambio* 21: 364-368.
- 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.
- Saltarelli, N.J. 1980. Better regeneration through full-tree logging. *Pulp & Paper Canada* 81: 121-124.
- Samuelsson, J., Gustafsson, L. & Ingelög, T. 1994. The importance of dying and dead trees - a review of their importance for biodiversity. Databanken för hotade arter, Uppsala 109 s.
- Samuelsson, J. & Ingelög, T. 1996. Den levande döda veden - bevarande och nyskapande i naturen. Artdatabanken, SLU Uppsala, 89 s.
- Sander, M.-L. & Andrén, O. 1997. Ash as fertilizer in *Salix* plantations on agricultural soils: nutrient uptake and woody biomass production. SLU, Inst f ekologi och miljövård. Uppsala. Manuskript.
- Sandström, J. 1997. Skyddad skog i Sverige. Ur: Skogsåret 27. Skogsägarnas Riksförbund, Stockholm, s. 53-58.
- Schroeder, L.M. 1995. Högstubbar - vilken nytta gör dom? *Skogseko* 95: 16-17.
- Schroeder, L.M. & Eidmann, H.H. 1993. Attacks of bark- and wood-boring coleoptera on snow-broken conifers over a two-year period. *Scand. J. For. Res.* 8: 257-265.
- Selander, J. 1993. Survival model for *Pinus sylvestris* seedlings at risk from *Hylobius abietis*. *Scandinavian Journal of Forest Research* 8: 66-72.
- Sikström, U. 1992a. Stamtillväxt hos tall och gran på fastmark efter behandling med låg kalkgiva, kvävegödsel och vedaska. Institutet för skogsförbättring, Rapport nr 27. Uppsala. 22 s.
- Sikström, U. 1992b. Näringshalter i barr och barrvikter hos tall och gran på fastmark efter behandling med låg kalkgiva, kvävegödsel och vedaska. Institutet för skogsförbättring, Arbetsrapport nr 271. Uppsala. 15 s.
- Silfverberg, K. 1988. Näringsobalans och askgödsling på skogsdikade torvmarker. Lic. avh., Botaniska inst., Helsingfors univ.
- Silfverberg, K. 1991. Träaska, PK-gödsel och markförbättringsmedel på dränerade tallmyrar. *Suo* 42(2), 33-44.

- Silfverberg, K. & Huikari, O. 1985. Wood-ash fertilization on drained peat-lands. *Folia Forestalia* 633. Helsingfors. 25 s. (på finska med engelsk sammanfattning).
- Silfverberg, K. & Hotanen, J.-P. 1989. Long-term effects of wood-ash on a drained mesotrophic *Sphagnum papillosum* fen in Oulu district, Finland. *Folia Forestalia* 742. Finska skogsforskningsinstitutet, Helsingfors. 23 s. (på finska med engelsk sammanfattning).
- Silfverberg, K. & Issakainen, J. 1987. Growth and foliar nutrients in peat-ash fertilized stands. *Suo* 38, 53-62.
- Silfverberg, K. & Issakainen, J. 1991. Effects of ash fertilization on forest berries. *Folia Forestalia* 769. Finska skogsforskningsinstitutet, Helsingfors. 23 s. (på finska med engelsk sammanfattning).
- Sinclair, E., Leijon, B. & Albrektson, A. 1992. Plantöverlevnad och tillväxt efter helträdsutnyttjande - sammanställning av fältförsök. Rapport från Vattenfall Utveckling AB, Projekt Bioenergi. Nr 7. 113 s.
- Sinkkonen, S., Raitio, H., Paasivirta, J., Rantio, T., Lahtiperä, M. & Mäkelä, R. 1995. Concentrations of persistent organochlorine compounds in spruce needles from western Finland. *Chemosphere* 30, 1415-1422.
- Skinner, M.F., Murphy, G., Robertson, E.D. & Firth, J.G. 1989. Deleterious effects of soil disturbance on soil properties and subsequent early growth of second-rotation radiata pine. I: Research strategies for long-term site productivity. Proceedings, IEA/BE A3 workshop, Seattle, WA, August 1988. Report No. 8. Forest Research Institute, New Zealand, Bulletin 152. W.J. Dyck. & C.A. Mees (Red.). Forest Research Institute, New Zealand. sid 201-211.
- Skoklefeld, S. 1977. Hogstavfallet gir stor plantavgang. *Norsk Skogbruk*. nr 3: 37-38.
- Smethurst, P.J. & Nambiar, E.K.S. 1990. Effects of slash and litter management on fluxes of nitrogen and tree growth in a young *Pinus radiata* plantation. *Canadian Journal of Forest Research* 20: 1498-1507.
- Smith, C.T., McCormack, M.L., Hornbeck, J.W. & Martin, C.W. 1986. Nutrient & biomass removals from a red spruce - balsam fir whole-tree harvest. *Canadian Journal of Forest Research* 16: 381-388.
- Sohlenius, B. 1978. Förändringar inom den vattenlevande markmikrofaunan i samband med kalhuggning. Några preliminära resultat. I: Den tidiga kalhyggesfasens näringsomsättning. Resultat av inledande undersökningar. U. Granhall (Red.). SLU, Barrskogslandskapets ekologi, Uppsala. Internal report no. 70: 24-25.
- Sohlenius, B. 1982. Short-term influence of clear-cutting on abundance of soil microfauna (Nematoda, Rotatoria, Tardigrada) in Swedish pine forest soil. *J. Appl. Ecol.* 21: 327-342.
- Sohlenius, B. 1996. Structure and composition of the nematode fauna in pine forest soil under the influence of clear-cutting. - Effects of slash removal and field layer vegetation. *European J. Soil Biology* 32: 1-14.
- Someshwar, A. V. 1996. Wood and combination wood-fired boiler ash characterization. *Journal of Environmental Quality* 25, 962-972.
- Someshwar, A. V., Jain, A. K., Whittemore, R. C., LaFleur, L. E. & Gillespie, W. J. 1990. The effects of slash burning on the PCDD/F content of ashes from pulp and papermill hog fuel boilers. *Chemosphere* 20, 1715-1722.
- Sonesson, J., Albrektson, A., Egnell, G., Lundmark, J. -E. & Örlander, G. 1994. Markbehandlingsförsöket på Anderförsheden - Bestånd, markvegetation och markkemi 62 år efter markberedning och bränning. Institutionen för skogsskötsel, SLU, Umeå. Arbetsrapporter nr 82.24 s.
- StAAF, H. 1980. Växtnäringsekologiska effekter av ett ökat biomassaavtag i skog -problemställningar och nuvarande kunskap. SLU, Barrskogslandskapets ekologi, Uppsala. Internal report 92: 68 s.
- StAAF, H. & Berg, B. 1980. Internal report 100. SLU, Barrskogslandskapets ekologi, Uppsala.
- StAAF, H. & Olsson, B.A. 1991. Acidity in four coniferous forest soils after different harvesting regimes of logging slash. *Scandinavian Journal of Forest Research* 6: 19-29.
- StAAF, H. & Olsson, B.A. 1994. Effects of slash removal and stump harvesting on soil water chemistry in a clear-cutting in SW Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 9: 305-310.
- StAAF, H., Persson, T. & Bertills, U. 1996. Skogsmarkskalkning. Resultat och slutsatser från Naturvårdsverkets försöksverksamhet. Rapport 4559. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Stark, J.M. & Hart, S.C. 1997. High rates of nitrification & nitrate turnover in undisturbed coniferous forests. *Nature* 385: 61-64.
- Steenari, B.-M. & Lindquist, O. 1996. Biobränsleaskors innehåll och härdningsegenskaper. NUTEK Rapport 1996:28. Stockholm. 34 s.
- Stegman, B. & Sverdrup, S. 1996. Skogsmarkens försurningskänslighet. Delrapport 2. Länsstyrelsen i Älvsborgs län, Vänersborg. Meddelande 1996:8.
- Stuedler, P. A., Bowden, R. D., Melillo, J. M. & Aber, J. D. 1989. Influence of nitrogen fertilization on methane uptake in temperate forest soils. *Nature* 341, 314-316.
- Stevens, P. A. & Hornung, M. 1990. Effect of harvest intensity and ground flora establishment on inorganic-N leaching from a Sitka spruce plantation. *Biogeochem.* 19: 53-65.

- Suzuki, M., Aizawa, N., Okuno, G. & Takahashi, T. 1977. Translocations of PCBs in soil into plants: a study by a method of culture of soybeans sprouts. *Archives of Environment and Contamination Toxicology* 5, 343-352.
- Svensson, B. H., Lantsheer, J. C. & Rodhe, H. 1991. Sources and sinks of methane in Sweden. *Ambio* 20, 155-160.
- Sverdrup, H. & Rosén, K. 1997. Long term base cation mass balances for Swedish forests and the concept of sustainability. Accepterat för publicering i *Can. J. For. Res.*
- Sverdrup, H., Warfvinge, P., Frogner, T., Håöya, A.O., Johansson, M. & Andersen, B. 1992. Critical loads of forest soils in the Nordic countries. *Ambio* 21: 348-355.
- Söderström, V. 1974. Hur inverkar hyggesavfallets borttagande på planteringsresultatet? I: Helträdsutnyttjande. Föredragen från helträskonferensen den 27 mars 1974. G. Johansson. & S. Wernius (Red.). SLU, Inst. för skogsteknik, Garpenberg. Sid 94-116.
- Söderström, V. 1976a. Analys av markberedningseffekterna vid plantering på några färska hyggen. *Sveriges Skogsvårdsförbunds Tidskrift*. 2-3. 333 s.
- Söderström, V. 1976b. Markvärme - En minimifaktor vid plantering. *Forskningsstiftelsen Skogsarbeten*. Redogörelse nr 6: 16-22.
- Tamm, C.O. 1947. Markförbättringsförsök på mager sand. *Meddelanden från Statens Skogsförsöksinstitut* 36: 1-115.
- Tamm, C. O. 1991. Nitrogen in terrestrial ecosystems. *Ecological Studies*, Vol. 8. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Tamm, C.-O. & Hallbäcken, L. 1988. Changes in soil acidity from the 1920's to the 1980's in two forest areas with different acid deposition. *Ambio* 17:56-61.
- Thomas, P. A. & Wein, R. W. 1990. Jack pine establishment on ash from wood and organic soil. *Canadian Journal of Forest Research* 20, 1926-1932.
- Thomas, P. A. & Wein, R. W. 1994. Amelioration of wood ash toxicity and jack pine establishment. *Canadian Journal of Forest Research* 24, 748-755.
- Thor, M., Lundström, H. & Nordén B. 1997. Bränsleanpassad slutavverkning vid metoder med normala respektive långa toppar. *Studier hos Mellanskog, Västerås*. Arbetsrapport 357, SkogForsk.
- Thurmann-Moe, P. 1956. Eldre og nyere skogskultur- og gödslingsförsök på Åsmyra. *Norsk Skogsbruk* 9, 309-316.
- Tikhomirov, F. A. & Scheglov, A. I. 1994. Main investigation results on the forest radioecology in the Kysthum and Chernobyl accident zones. *The Science of The Total Environment* 157, 45-57.
- Tveite, B. 1983. Heiltretynning - Fare for tillveksttap? *Aktuelt fra statens fagtjeneste for landbruket* No. 3: 98-105.
- Tysklind, M., Fängmark, I., Marklund, S., Lindskog, A., Thaning, L. & Rappe, C. 1993. Atmospheric transport and transformation of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans. *Environmental Science and Technology* 27, 2190-2197.
- Unger, Y. L. & Fernandez, I. J. 1990. The short-term effects of wood-ash amendment on forest soils. *Water, Air, and Soil Pollution* 49, 299-314.
- Warfvinge, P., Löfgren, S. & Lundström, L. 1995. Implications of natural acidification for mitigation strategies in northern Sweden. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 499-504.
- Warfvinge, P. & Sverdrup, S. 1995. Critical Loads of Acidity to Swedish Forest Soils. Lund University. Department of Chemical Engineering II. Report 5:1995.
- Weber, A., Karsisto, M., Leppänen, R., Sundman, V. & Skujins, J. 1985. Microbial activities in a histosol: effects of wood ash and NPK fertilizer. *Soil Biology and Biochemistry* 17, 291-296.
- Weetman, G.F. & Algar, D. 1983. Low-site black spruce & jack pine nutrient removals after full-tree & tree-length logging. *Canadian Journal of Forest Research* 13: 1030-1036.
- Weslien, J. 1994a. Lump och högstubbar som substrat för skadliga barkborrar samt rödlistade insekter och kryptogamer. Opublicerad rapport.
- Weslien, J. 1994b. Skogsbränsleanvändningens konsekvenser för ryggradslösa djur. Rapport från Vattenfall Utveckling AB, Projekt Bioenergi. Nr 8. 27 s.
- Weslien, J. 1996. Naturhänsyn och skogsskydd vid slutavverkning i granskog. Resultat, 24/96, SkogForsk.
- Weslien, J., Annala, E., Bakke, A., Bejer, B., Eidmann, H.H., Narvestad, K., Nikula, A. & Ravn, H.P. 1989. Estimating risks for spruce bark beetle (*Ips typographus* L.) damage using pheromone-baited traps and trees. *Scand. J. For. Res.* 4: 87-98.

- Weslien, J. & Regnander, J. 1990. Colonization densities and offspring production in the bark beetle *Ips typographus* (L.) in standing spruce trees. *J. appl. Entomol.* 109: 358-366.
- Weslien, J. & Schröter, H. 1996. Natürliche Dynamik des Borkenkäferbefalls nach Windwurf. *AFZ der Wald* 1996/19: 1052- 1055.
- Westling, O. & Hultberg, H. 1990/91. 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., Sjöberg, K. & Lövblad, G. 1992. Deposition och effekter av luftföroreningar i södra och mellersta Sverige. Rapport IVL B 1079. Aneboda. 109 s.
- Westling, O. & Nohrstedt, H.-Ö. 1995. Miljökonsekvensbeskrivning av STORA Skogs gödslingsprogram. Del 2, bedömning. Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning, Rapport IVL B 1219. Aneboda. 59 s.
- Westling, O., Lång, L.-O. & Lövblad, G. 1997. Massbalansberäkningar i skogsmark i Göteborgs och Bohus län samt Älvsborgs län. Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län. Publikation 1997:16. 61 s.
- Westling, O. & Orth, L. 1997. Tillförsel av aska och kalk i södra Sverige. Prel. rapport från projekt Skogskraft. IVL Aneboda. 40 s.
- Wigren, C. 1990. Ökat tillvaratagande av skogsbränsle - metod för slutavverkning med tvågreppsskördare. resultat 24/1990. Forskningsstiftelsen Skogsarbeten.
- Wigren, C. 1992. Uttag av trädrester efter slutavverkning med engreppsskördare. resultat 8/1992. Forskningsstiftelsen Skogsarbeten.
- Williams, T.M., Alm, A.A. & Mace JR, A.C. 1989. Fifteen-year jack pine growth on full-tree harvesting experiments in northeastern Minnesota. I: Research strategies for long-term site productivity. Proceedings, IEA/BE A3 workshop, Seattle, WA, August 1988. Report No. 8. Forest Research Institute, New Zealand, Bulletin 152. W.J. Dyck. & C.A. Mees (Red.). Forest Research Institute, New Zealand. Sid 111-121.
- Williams, T. M., Hollis, C. A. & Smith, B. R. 1996. Forest soil and water chemistry following bark boiler bottom ash application. *Journal of Environmental Quality* 25, 955-961.
- Välttilä, O., Järvinen, R., Rainio, K., Talka, E., Isomöttönen, K. & Alaniemi, M. T. 1994. Combustion of kraft mill biosludge. I: TAPPI Environmental Conference, Book 1. Konferens i Portland, Oregon, 17-20 april, 1994. TAPPI Press, Atlanta, Georgia. s. 49-56.
- Wästerlund, I. 1972. Rapport om den sextandade barkborrens (*Pityogenes chalcographus* L.) angrepp på ståndsskog. Examensarbete, Skogshögskolan.
- Wästerlund, I. 1982. Försvinner tallens mykorrhizasvampar vid gödsling? *Svensk Botanisk Tidskrift* 76: 411-417.
- Wästerlund, I. 1994. Forest responses to soil disturbance due to machine traffic. I: Interactive workshop and seminar FORSITRISK, soil, tree, machine interactions. Feldafing, Federal Republic of Germany, 4-8 July 1994. 24 s.
- Wästerlund, I. & Ingelög, T. 1981. Fruit body production of larger fungi in some young Swedish forests with special reference to logging waste. *Forest Ecology and Management* 3: 269-294.
- Åbyhammar, T., Fahlin, M., Nilsson, A. & Henfridsson, U. 1994. Askåterföringssystem - tekniker och möjligheter. NUTEK Rapport R 1994:3. Stockholm.
- Ågren, G. 1990. Kolbalansberäkningar för bränsleuttag i skogsbruk. Rapport från Vattenfall Utveckling AB, Projekt Bioenergi. Nr 39. 14 s.
- Örlander, G. 1997. Olika intensitet vid markberedning. *Kungliga Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift* 136: 35-39.
- Örlander, G., Westling, O. & Pettersson, P. 1994. Markvattnets innehåll av baskatjoner och aluminium och dess påverkan på tillväxt och kådflöde i kraftigt försurad granskog. IVL Aneboda B 1155.
- Örlander, G., Egnell, G. & Albrektson, A. 1996. Long-term effects of site preparation on growth in Scots pine. *Forest Ecology and Management* 86: 27-37.
- Örlander, G., Langvall, O., Petersson, P. & Westling, O. 1997a. Arealförluster av näringsämnen efter riståkt och markberedning på sydsvenska hyggen. Slutrapport till NUTEK. SLU, Asa försökspark. 17 s.
- Örlander, G., Nilsson, U. & Nordlander, G. 1997b. Pine weevil abundance on clear-cuttings of different ages: A 6-year study using pitfall traps. *Scandinavian Journal of Forest Research* 12: 225-240.
- Östlund, L. Zackrisson, O. & Axelsson, A.-L. 1997. The history and transformation of a Scandinavian boreal forest landscape since the 19th century. *Can. J. For. Res.* 27:1198-1206.

För att utröna vilken kunskap vi idag besitter men också utröna var kunskapsluckor finns rörande skogsbränsleuttag, asktillförsel och övrig näringskompensation har Skogsstyrelsen tagit initiativ till en miljökonsekvensbeskrivning (MKB).

MKB är utarbetad av en forskargrupp från Institutet för vatten- och luftvårdsforskning (IVL), Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) och Skogforsk. Den har finansierats av Elforsk, NUTEK, Skogsägarnas Riksförbund, Stiftelsen Skogsindustriernas Vatten- och Luftvårdsforskning samt Träforsk.

Miljökonsekvensbeskrivningen utgör ett av flera viktiga underlag för den översyn av gällande regelverk rörande skogsbränsleuttag och näringskompensation som Skogsstyrelsen under våren 1998 arbetar med.