



Konsekvenser av ett ökat uttag av skogsbränsle

*En syntes från Energi-
myndighetens bränsle-
program 2007–2011*

ER 2012:08



Böcker och rapporter utgivna av Statens
energimyndighet kan beställas via
www.energimyndigheten.se
Orderfax: 08-505 933 99
e-post: energimyndigheten@cm.se

Rapporten bör citeras: de Jong, J., Akselsson, C.,
Berglund, H., Egnell, G., Gerhardt, K., Lönnberg, L.,
Olsson, B., von Stedingk, H. 2012. Konsekvenser
av ett ökat uttag av skogsbränsle. En syntes från
Energimyndighetens bränsleprogram 2007-2011.
ER 2012:08. Energimyndigheten, Eskilstuna.

© Statens energimyndighet

ER 2012:08

ISSN 1403-1892

Förord

Energimyndighetens forskningsprogram Uthållig tillförsel och förädling av bio-bränsle, även kallat Bränsleprogrammet, pågick från 2007-01-01 till 2011-06-30. Resultaten från programmet redovisas i syntesrapporter för programmets olika delområden. Syftet med syntesrapporterna är att sammanställa kunskapen inom olika områden, att identifiera kunskapsluckor som behöver belysas vidare samt att placera och diskutera de sammanvägda forskningsresultaten i ett större energi- och samhällsperspektiv, bland annat med koppling till miljö- och skogspolitiska miljö- och produktionsmål.

Denna rapport omfattar delområdet Skogsbränsle och miljöeffekter som bedrivits under åren 2007–2011. Rapporten behandlar projekt inom programmet Uthållig tillförsel och förädling av biobränsle, näraliggande enskilda projekt som Energimyndigheten finansierar, samt viss annan nationell näraliggande verksamhet.

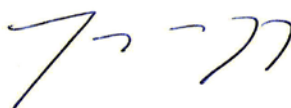
Projektgruppen som tagit fram rapporten har bestått av Cecilia Akselsson (Lunds universitet), Håkan Berglund (SLU), Gustaf Egnell (SLU), och Bengt Olsson (SLU). Textbidrag har även lämnats av Rasmus Sörensen (SLU), Lina Lönnberg (CBM, Centrum för Biologisk mångfald, SLU och Uppsala universitet) och Karin Gerhardt (CBM). Arbetet har koordinerats av Johnny de Jong och Henrik von Stedingk vid CBM.

Rapporten har granskats av Energimyndigheten. En referensgrupp har lämnat värdefulla synpunkter under arbetets gång. Projektgruppen står för analys och slutsatser.

Det är vår förhoppning att denna syntesrapport ska ge läsaren en inblick i kunskapsläget på detta område. Målgruppen för rapporten är forskare, myndigheter, företag och branschorganisationer inom bioenergisektorn samt övriga med verksamhet som berörs av bioenergin.



Birgitta Palmberger
Energimyndigheten



Johnny de Jong
Centrum för biologisk mångfald

Innehåll

| | |
|--|-----------|
| Sammanfattning | 5 |
| Summary | 13 |
| 1 Inledning | 17 |
| 1.1 Uttag av skogsbränsle – rapportens bakgrund och struktur | 17 |
| 1.2 Forskning om uttag av skogsbränsle – Bränsleprogrammet | 18 |
| 1.3 Miljökvalitetsmål | 19 |
| 1.4 Skogspolitiska mål och sektorsmål | 24 |
| 1.5 Rådgivning | 25 |
| 1.6 Andra forskningsprogram och syntesprojekt med koppling till Bränsleprogrammet | 26 |
| 1.7 EU-direktiv om förnybara energikällor | 28 |
| 2 Syftet med rapporten | 29 |
| 3 Metodik | 31 |
| 4 Skogsproduktion | 33 |
| 4.1 Inledning | 33 |
| 4.2 Dagens tillstånd | 33 |
| 4.3 Kunskapsläget | 36 |
| 4.4 Kunskapsluckor | 49 |
| 5 Mark och vatten – övergödning, försurning och miljögifter | 51 |
| 5.1 Inledning | 51 |
| 5.2 Dagens tillstånd | 55 |
| 5.3 Kunskapsläget | 58 |
| 5.4 Kunskapsluckor | 85 |
| 6 Växthusgaser | 89 |
| 6.1 Inledning | 89 |
| 6.2 Dagens tillstånd | 89 |
| 6.3 Kunskapsläget | 90 |
| 6.4 Kunskapsluckor | 106 |

| | | |
|-----------|---|------------|
| 7 | Torv | 109 |
| 7.1 | Inledning | 109 |
| 7.2 | Dagens tillstånd..... | 109 |
| 7.3 | Kunskapsläget | 110 |
| 7.4 | Kunskapsluckor..... | 110 |
| 8 | Biodiversitet | 113 |
| 8.1 | Inledning | 113 |
| 8.2 | Dagens tillstånd..... | 118 |
| 8.3 | Kunskapsläget | 123 |
| 8.4 | Kunskapsluckor..... | 155 |
| 9 | Syntes – Kan vi öka uttaget av skogsbränsle utan negativa konsekvenser för miljön? | 157 |
| 9.1 | Inledning | 157 |
| 9.2 | Konsekvenser av uttag av grot, samt av askåterföring..... | 159 |
| 9.3 | Konsekvenser av uttag av stubbar..... | 162 |
| 9.4 | Konsekvenser av intensivodling av skog..... | 163 |
| 9.5 | Konsekvenser för biologisk mångfald av torvuttag på dikad skogsmark | 165 |
| 9.6 | Regional variation..... | 165 |
| 9.7 | Hur påverkas uppfyllelsen av produktionsmål och miljökvalitetsmål av ökat skogsbränsleuttag?..... | 167 |
| 9.8 | Beskrivning av uttagsscenarios | 173 |
| 9.9 | Kommentarer till bedömda konsekvenser av skogsbränsleuttag | 177 |
| 9.10 | Förutsättningar för bedömningarna..... | 179 |
| 9.11 | Sammanvägd bedömning..... | 180 |
| 9.12 | Bedömningar utifrån olika SKA scenarios..... | 181 |
| 9.13 | Konsekvenser för rådgivning..... | 181 |
| 9.14 | Slutsatser från syntesen..... | 183 |
| 10 | Övergripande slutsatser | 185 |
| 11 | Tack | 189 |
| 12 | Referenser | 191 |
| | Bilaga 1 | 215 |
| | Bilaga 2 | 221 |

Sammanfattning

Föreliggande rapport sammanfattar kunskapsläget när det gäller möjligheter att öka uttaget av skogsbränsle och dess konsekvenser för mark, vatten och biodiversitet. Kortfattat berörs även torvbruk på skogsmark. Rapporten bygger vidare på en tidigare syntesrapport som Energimyndigheten tagit fram. Underlaget baseras framförallt på den forskning som bedrivits inom ramen för Energimyndighetens forskningsprogram, ”Uthållig tillförsel och förädling av biobränsle” (Bränsleprogrammet), samt andra närliggande projekt som Energimyndigheten finansierat.

Målet med studien var att undersöka:

1. Vilka nya kunskaper som kommit fram inom Bränsleprogrammet inom det aktuella området
2. Kopplingen mellan forskningsresultaten och nationella mål och riktlinjer (t.ex. miljö kvalitetsmålen och Skogsstyrelsens rekommendationer), och EU-direktiv, t.ex. förnybarhetsdirektivet (EU-direktiv 2009/28/EG)
3. Vilka frågor som återstår att besvara för att kunna säkra en långsiktig och uthållig produktion och användning av skogsbränsle och torv från skogsmark

Effekter av skogsbränsleuttag på skogsproduktionen

Det finns ett stort intresse av att öka uttaget av skogsbränsle, i första hand genom att ta ut restprodukter som grot, klana stammar etc., i andra hand genom att i större omfattning använda stubbar, men även genom att öka produktionen av skogsbränsle. Det finns risk för att ett ökat nyttjande och intensivare produktion kan försvåra uppfyllelsen av vissa miljömål (Levande skogar). De skogliga konsekvensanalyser som genomförts visar dock att det i framtiden kommer att vara möjligt att öka uttaget ur skogen även om volymer som av tekniska, ekonomiska och miljömässiga restriktioner bör lämnas i skogen räknas bort. En ökad skogsproduktion kan dessutom underlätta uppfyllelsen av andra miljömål (Begränsad klimatpåverkan).

Skogsproduktionsforskningen rörande effekter av grotuttag har inom Bränsleprogrammet främst inriktat sig mot att upprätthålla långsiktiga försök som underlag för studier av mer långsiktiga effekter och för att fastställa tillväxteffekternas storlek och varaktighet. Flera försök påvisar tillväxtminskning efter uttag av grot. Resultaten är dock inte entydiga och i vissa fall påvisas ingen förändring. Tillväxtminskningen kompenseras i vissa fall av ökad plantöverlevnad, framförallt i tallplanteringar. I vissa försök har man visat att tillväxtminskningen kunde kompenseras genom vegetationsbekämpning och/eller gödsling. När det gäller uttag av stubbar tyder det mesta på att detta kan reducera rotröteangrepp i nästa skogsgeneration, att plantetableringen förbättras och att skogsproduktionen kan öka, under förutsättning att klana rötter lämnas kvar och att alla rotröteinfekterade stubbar tas ut. En risk med stubbuttag är dock att föryngringsarbetet försenas. En annan

risk är ökad markkompaktering och körskador. Askåterföring har visat sig påverka skogsproduktionen i olika riktningar och det är viktigt att bringa klarhet i på vilka marker det finns risk för skogsproduktionsnedsättningar vid askåterföring, och på vilka marker en tillväxtökning kan väntas. En pilotstudie har visat att aska eller kalk kan leda till minskad tillväxt på mark med låg bonitet, oförändrad tillväxt på medelboniteter och ökad tillväxt på goda boniteter över effektperioder på 5–23 år. Datainsamling från fler försök är planerade.

Flera projekt inom programmet har varit inriktade mot ökad produktion av biomassa från skogen. Projekten rör allt från snabbväxande trädslag på åkermark och behovsanpassad gödsling av granskog till modifieringar av befintliga skogsskötselsystem för att öka biomassaproduktionen i ungskogen. Flera av dessa studier fokuserar i detta skede i första hand på att nivålägga produktionspotentialen och identifiera risker. På sikt, om de börjar tillämpas, behövs även utveckling av teknik och logistik som gör produktionen ekonomisk hållbar.

Forskningsbehov – Skogsproduktionen

Det finns idag ett stort empiriskt material tillgängligt för att analysera tillväxt-effekter av skogsbränsleuttag (grot, stubbar, klena stammar). Hittills har enskilda försöksserier analyserats var för sig. Det är nu dags att gå från analyser av enskilda försök till analyser av större material med större förutsättning att generera ett tydligt svar på om och i så fall hur mycket skogsproduktionen påverkas. För att kunna studera mer långsiktiga effekter av ett eller flera uttag av skogsbränsle är det fortsatt av vikt att långsiktiga fältförsök kan drivas vidare med relevant skötsel.

I prioriteringen av frågor rörande ökad intensitet i skogsproduktionen bör frågor som ligger närmre skogsbränslen prioriteras framför generella åtgärder för ökad skogsproduktion. Här kan nämnas modifieringar av skogsskötselsystemen för att optimera biomassaproduktionen t.ex. genom att sikta in sig mot täta ungskogar där ett energisortiment i form av klena stammar tas ut i röjningsgallring eller snabbväxande trädslag som drivs med korta omloppstider och där hela skörden går till energimarknaden.

Andra produktionsfrågor som kopplar mer direkt till energisystemet är frågor kring användning av askor. Här behövs kunskap om huruvida det är möjligt/lämpligt att sprida kväve tillsammans med aska som underlag för rekommendationer om kompensation även för kväveuttaget vid skogsbränsleskörd samt mer kunskap om skogsproduktionspotentialen vid askåterföring till dikad torvmark.

Effekter av skogsbränsleuttag på mark och vatten

Skogsbränsleuttag och näringskompensation påverkar vatten och mark på ett komplext sätt, och berör främst miljömålen som är relaterade till övergödning, försurning, miljögifter och strålrisker i miljön. Ökat uttag av biomassa från skogen kan avlasta skogsmarken genom att bryta den långsiktiga uppbyggnad av kväveföråden i skogsmark som orsakas av kvävenedfall, vilket sker främst i södra Sverige, och därmed reducera risken för övergödning av mark och vatten. Askåterföring kan

under vissa betingelser stimulera nitratbildning vilket ökar risken för kväveutlakning. Ökat uttag av biomassa från skogen innebär också en samtidig förlust av näringsämnen och ökad markförsurning genom förlust av baskatjoner, men askåterföring återför syraneutraliserande näringsämnen, kväve undantaget. Under de senaste två decennierna har svavelnedfallet minskat betydligt samtidigt som uttagen av skogsbränslen har ökat, vilket innebär att skogsbränsleuttag och askåterföring har fått en växande betydelse för att nå miljömålet Bara naturlig försurning. Potentiella miljörisker med askåterföring hänger samman med varierande innehåll av tungmetaller, organiska miljögifter och radiocesium. Askåterföring som baseras på enbart skogsbränslen (grot, spån, bark, stubbar) innebär ingen nettotillförsel av tungmetaller och cesium till skogsmarken givet att den inte är kontaminerad. Studier på 1990-talet indikerar att tungmetaller frigörs långsammare från härdad aska än från skogsförna, men frågan bör uppmärksammas även fortsättningsvis. Markskador och försumpning orsakade av skogsavverkning anses också kunna leda till ökad metylering av kvicksilver, och därmed ökad tillgänglighet av kvicksilver i näringskedjor, framför allt i akvatiska miljöer. Här bedöms markskador och försumpning orsakade av stubbrytning riskera att öka kvicksilverbelastningen på näringskedjor.

Forskningsbehov – Mark och vatten

Det finns en omfattande kunskap om effekter av grotuttag och askåterföring på mark och markvatten som är baserad på fältexperiment, modellering och regionala massbalanser av kemiska element. En tidigare identifierad kunskapslucka vid bedömningen av grotuttag och näringskompensation är en osäkerhet kring kopplingen mellan mark och ytvatten. Behovet av ökad kunskap inom detta område kvarstår. Behovet gäller generellt för alla substanser som transporteras mellan mark och vatten och är därför relevant för flera miljömålsområden; försurning, övergödning och miljögifter. Till den sistnämnda kategorin hör i synnerhet metylering och transport av kvicksilver från skogsmark till ytvatten, men denna problematik är dock relevant för alla skogsbruksaktiviteter som resulterar i markstörningar och försumpning. De långsiktiga effekterna av skogsbränsleuttag och näringskompensation har delvis besvarats av fältexperiment och modellering, men det finns fortfarande behov av att följa upp tillståndet i långsiktiga försök, och att samtidigt förbättra sambandet mellan experiment och modellering. Stubbtag och behovsanpassad gödsling är nya aktiviteter i skogsbruket för produktion av bränslen, där det finns ett tydligt behov av ökad kunskap om miljöeffekter. Fortsatt arbete krävs för att omsätta förvärvad kunskap om askbehov till det praktiska skogsbruket och för att optimera dosen så att en god avvägning mellan avsedd effekt och oönskade effekter uppnås. Generellt behöver klimatförändringar inkluderas i alla scenarios och problembeskrivningar för framtida skogsbruk med ökat skogsbränsleuttag.

Effekter av skogsbränsleuttag på växthusgaser

Skogsbränslen har generellt en mycket gynnsam balans mellan insatt och levererad energi. Dess klimatnytta bestäms därför i hög grad av hur olika former av uttag och näringstillförsel påverkar kolbalanser lokalt och över tiden, men emissioner av lustgas och metan kan också ha betydelse under vissa betingelser.

Skogsproduktionen har ett dominerande inflytande på den långsiktiga kolbalansen. Grotuttag kan påverka skogsproduktionen negativt, medan uttag av stubbar inte förefaller påverka den nämnvärt. Däremot kan den ökade markstörningen på grund av stubbrytningen i sig tillsammans med ökade körskador stimulera nedbrytningen och öka kolförlusterna under hyggesfasen. Kolbalansen under hyggesfasen påverkas också av hur markvegetationen utvecklas. En ökad nedbrytning under hyggesfasen innebär att mer näring frigörs, vilket kan stimulera tillväxten, som därmed bidrar till ökad förnabildning och uppbyggnad av kolförrådet i mark. Skogens och skogsbrukets växthusgasbalans måste därför bedömas över minst en omloppstid. Livscykelanalyser (LCA) av växthusgasbalansen för hela skogsbränslekedjan i ett beståndsperspektiv visar att bl.a. tidsperspektivet har en stor betydelse för den totala klimatpåverkan. Stubbar bryts ner långsammare än grot, och det tar därför längre innan ”utebliven nedbrytning” har kompenserat för utsläppen av koldioxid från förbränning av stubbar än av grot. Skogsbränslen, särskilt stubbar, ger därför ingen omedelbar positiv klimateffekt om de bedöms i ett beståndsperspektiv. De begränsade kunskaperna om indirekta effekter av ökad markstörning vid stubbuttag skapar osäkerhet vid LCA-analyser. Däremot visar LCA-studier att grot och stubbar ger stort energiutbyte i relation till insatsenergin. Modellsimuleringar av kolbalanser som skalas upp från beståndsnivån till landskapsnivån, där alla beståndsåldrar finns representerade, visar att ökade uttag av skogsbränslen ger en positiv effekt på kolbalansen redan på kort sikt.

Askåterföring på dikad lågproduktiv torvmark ger oförändrade utsläpp av växthusgaser, eller i varje fall inte ökade på kort sikt, medan asktillförsel på torvmark med hög bördighet åtminstone på kort sikt kan leda till minskade utsläpp av växthusgaser. Aska på torvmarker ger därtill en avsevärt ökad skogsproduktion. Fortsatta uppföljningar av växthusgasemissioner, samt bättre förståelse av vilka mekanismer som orsakat nettoflödena behövs för att bedöma de långsiktiga effekterna av askan.

Vid mer intensiv produktion såsom vid behovsanpassad gödsling (BAG) tillförs mer näring till skogsbestånden – inte minst vad gäller kväve, som är det mest tillväxtbegränsande näringsämnet i Sveriges skogar. Detta skulle kunna medföra risk för ökade lustgasemissioner, vilka om de blir stora kan motverka de positiva klimateffekter som en ökad skogsproduktion skulle kunna ge. I en sammanvägd slutsats i MINT utredningen, baserad på litteraturstudier och modellkörningar (COUP-modellen), konstateras dock att både gödslad och ogödslad svensk skog är positiva för växthusgasbalansen.

Forskningsbehov – Växthusgaser

Generellt behövs mer kunskap om växthusgasbalansen vid ökad skörde- och produktionsintensitet med fokus på alla de tre dominerande växthusgaserna koldioxid, metan och lustgas. Det finns idag begränsat med publikationer eller data som beskriver växthusgasflöden efter olika skogliga åtgärder på olika typer av skogsmark under olika utvecklingskedan. Bättre kunskap om detta ger underlag till LCA-analyser som möjliggör bättre prioriteringar mellan olika energiråvaror ur klimatsynpunkt. Dessutom behövs de som underlag till bedömningar enligt

befintliga och kommande hållbarhetskriterier där faktiska värden är att föredra framför standardvärden vid beräkning av olika energislags klimatpåverkan.

Ökad intensitet i skogsbränsleuttagen och askåterföring berör redan idag stora arealer och är helt och hållet ett resultat av en ökad skogsbränslemarknad. Fokus bör därför läggas på kunskapsluckor där, medan aktiviteter för att öka skogsproduktionen i de flesta fall har flera intressenter än energisektorn. Undantaget här rör trädgrödor som drivs fullt ut mot energisektorn med korta rotationsperioder och modifieringar av konventionell skogsskötsel för att öka skörden av klens stammar i sena röjningsgallringar. Ett annat energirelaterat kunskapsområde med en direkt koppling till energisektorn är hur askgödsling på dikad torvmark påverkar växthusgasbalansen. Energirelevansen här går i första hand via de stora mängder aska som energisektorn genererar och som bör användas på ett klokt sätt.

Effekter av torvuttag på biologisk mångfald

Trots att torven inte räknas som en klimatneutral energiresurs räknar man med att den kommer få en viss betydelse i framtidens energiförsörjning, och torven ingår därför också i energimyndighetens forskningsprogram. Dels genom systemanalyser där utvinning av torv är en av flera tänkbara alternativ för markanvändning och energitillförsel, dels genom studier av hur biologisk mångfald påverkas av torvbruk. Studierna, som är inriktade på skogsklädda torvmarker, har visat vilka naturvärden som finns på dikad torvmark och vilka faktorer som bör studeras för att bedöma naturvärdena för rätt lokalisering av torvbruk.

Effekter av skogsbränsleuttag på biodiversitet

Grot bidrar till brukade skogars biodiversitet genom att erbjuda substrat och livsmiljö åt många olika skogsarter. Den relativa betydelsen av grot i förhållande till andra substrat som finns i skogslandskapet är dock inte helt klarlagd. Om många arter visar sig vara starkt beroende av just grot kan grotuttag få konsekvenser för biodiversiteten. Även om det visar sig att ett fåtal arter direkt är beroende av grot så kan grot uttag påverka populationer, t.ex. genom att brist på grot minskar överlevnaden under hyggesfasen (t.ex. för mossor och evertebrater). När det gäller grot och klenved från gran tyder dock mycket på att det trots allt går att göra ganska stora uttag utan att äventyra arters överlevnad i landskapet. Medan däremot grot från ovanliga trädslag, från ädellöv och asp kan få stora negativa konsekvenser. Ett annat problem är att högar av lövträdsgröt lockar till sig vedlevande arter och många rödlistade arter koncentreras till högarna som sedan fraktas bort. Grothögarna kan därmed fungera som fångstfällor för sällsynta arter. En annan potentiell nackdel med grotuttag är risken för att den ved eller de träd och biotoper som lämnats som naturhänsyn skadas eller försvinner i samband med grotuttaget. Uttag av grot tycks ha relativt små effekter på funktionella organismgrupper. Inga funktionella organismgrupper (växter eller markorganismer) verkar dö ut lokalt eller bli mycket abundant på grund av grotuttag. Därför verkar det rätt osannolikt att grotuttag skulle kunna orsaka förändringar i de ekosystemfunktioner som upprätthålls av hyggenas växt- och markorganismersamhällen.

Problemen med stubbuttag liknar till stor del problemen med grotuttag. Få sällsynta eller rödlistade arter är knutna till låga avverkningsstubbar. När det gäller rödlistade svampar, mossor och lavar är det få arter som förekommer i intensivt brukade skogar, och därmed saknas de även på stubbarna. För insekter är läget lite annorlunda. Stubbar utgör huvudparten (ca 80 %) av den grova döda ved som idag finns i brukade skogslandskap. Sannolikt utnyttjar en stor andel av de vedlevande skalbaggsarterna som återfinns på hyggen avverkningsstubbar. Även om ett fåtal rödlistade arter nyttjar stubbarna så kan ett ökat uttag av stubbar få vissa konsekvenser. Det leder till en ökad homogenisering av hyggesmiljön, det vill säga vissa livsmiljöer försvinner, vilket i sin tur kommer att påverka många olika arters livsförutsättningar. Dels tillför stubbar skydd, mikrohabitatvariation och växtsubstrat för många arter som inte är strikt vedberoende. Marklevande evertebrater (insekter, spindlar, mm.) och troligen även däggdjur använder stubbar som gömställe eller som boplats. Insektsätande fåglar söker föda i stubbar. Stubbar fungerar troligen som refugier för torrkänsliga skogsmossor under hyggesfasen men kan även utgöra viktiga växtsubstrat där mossor och lavar kan undkomma konkurrensen från de kärllväxter som dominerar markvegetationen på hyggen. Vad gäller lavar har exponerade granstubbar på hyggen visat sig kunna hysa ljuskrävande vedlevande arter, till exempel stubblav (*Cladonia botrytes*). På samma sätt som med grotuttag ökar risken för markskador och att kvarlämnade hänsyn försvinner i samband med stubbuttag.

Naturvårdande skötsel kan vara en möjlighet att kombinera skogsbränsle uttag med bevarad eller till och med förstärkt biologisk mångfald. Studier tyder på att gallring under vissa förutsättningar kan öka artdiversiteten inom många artgrupper. Samtidigt visar resultaten att till följd av val av skötselmetod (naturvårdsgallring eller fri utveckling) utvecklas olika biodiversitet, var och en med sina speciella värden.

När det gäller askåterföring så saknas studier som undersöker effekter på artdiversitet ("arter och deras livsmiljöer"). Tillgängliga data belyser istället effekter på funktionella organismgrupper; vegetation och markorganismer. Aska anses ha liknande effekter som kalkning. Korttidseffekterna på vegetationen och markorganismer beror till stor del på askans egenskaper. Generellt gäller att ju högre löslighet askan har, desto snabbare och större blir den direkta effekten. Snabblösling aska kan exempelvis skada vegetationen, speciellt mosstäcket, medan inga eller svaga effekter fås av härdad aska.

Askåterföring verkar ha försumbar effekt på förekomsten av mykorrhizasvampar i marken. Effekterna på markdjursfaunan verkar också vara små med endast små förändringar bland ett fåtal arter. Markfaunan verkar alltså vara rätt okänslig mot de relativt små förändringar i markkemin som återföring av härdad aska medför.

De troliga effekterna på artdiversiteten av intensivskogsbruk (under antagandet om ingen naturhänsyn) på beståndsnivå har sammanfattats av en grupp forskare i en separat utredning. Forskarnas bedömning är att få arter kan leva i intensivskogsodlingar där ingen naturhänsyn tas. En lång rad arter kommer antagligen att

försvinna samtidigt som dominansen av ett mindre antal vanliga arter kommer att öka, det vill säga sådan intensivskogsodling bör leda till minskad artdiversitet på beståndsnivå. Inga av rödlistans nuvarande arter bedöms kunna utnyttja intensivskogsodlad skog, vare sig den utgörs av gran, contortatall eller hybridasp. Effekter av intensivskogsodling utan naturhänsyn på artdiversiteten på landskapsnivå är mer svårbedömda. Resultat från simuleringar (som bygger på antaganden om minskad mängd död ved) visar att när 5–10 % av skogsmarksarealen upptas för sådan intensivskogsodling, ökar vedlevande arters utdöenderisk efter 250 år, jämfört med konventionell skogsskötsel. Redan efter 50 år har utdöenderisken ökat för arter som föredrar solexponerad ved ute på hyggen. Utdöenderisken minskar om intensivskogsodlingarna koncentreras i landskapet istället för att de sprids ut slumpmässigt.

Forskningsbehov – Biodiversitet

Effekterna av ökad skogsbränsleproduktion måste analyseras med hänsyn både till övrigt skogsbruk och till de naturvårdsåtgärder som görs för att bevara biodiversitet. Det är den sammantagna och ackumulerade effekten av all skogsskötsel, inklusive naturvård, i landskapet över lång tid som är viktig.

Frågan om effekter på biodiversitet verkar till stor del handla om effekter på vedlevande arters populationer. Modelleringsverktyg bör utvecklas för att analysera vedlevande arters långsiktiga överlevnadsmöjligheter på landskaps-/regionnivå utifrån olika scenarier för skogsskötsel och landskapsdynamik.

För säkrare bedömning av effekterna på biodiversitet behövs mer data över den relativa betydelsen av olika substrat och livsmiljöer, exempelvis betydelsen av stubbar jämfört med andra typer av vedsubstrat och betydelsen av hyggesmiljöer jämfört med andra livsmiljöer (gallringskog, naturskog). Syftet är att kartlägga vilka arter eller organismgrupper som riskerar att påverkas mest om uttagen av skogsbränslen på hyggen ökar.

Vi behöver även bättre data över effekter på naturhänsyn av ökade skogsbränsleuttag. Antalet studier är förhållandevis få när det gäller grotuttag och data saknas mer eller mindre helt när det gäller övriga verksamheter.

Studier bör också utreda möjligheterna med att bekosta naturvårdande skötsel genom skogsbränsleuttag. Vi behöver därför veta mer om hur skogsbränsleuttag kan kombineras med naturvårdande skötsel och restaurering för att nå mål om att utveckla biodiversitet.

Dagens kunskap tyder på att de tänkbara effekterna av att klenved och grot av gran tas ut vid slutavverkning är relativt begränsade, när de ställs i relation till de samlade effekterna av övrigt skogsbruk och de åtgärder som vidtas för att främja biodiversitet.

Effekter av skogsbränsleuttag – Syntes

Syftet med syntesen var att koppla resultatet från kunskapssammanställningen till de mål som samhället satt upp när det gäller skogsbränsleuttag, skogsproduktion, klimat, försurning, mark och vatten och biodiversitet (punkt 2 ovan). Vi undersökte bl.a. hur mycket uttaget av skogsbränsle kan öka, utan att det på ett negativt sätt påverkar möjligheterna att nå produktions- och miljömål.

Resultatet visar att det finns en stor potential att öka skogsbränsleuttaget utan att det försvårar möjligheten att nå miljö- och produktionsmål. Från dagens ca 14 TWh finns det åtminstone utrymme att öka till drygt 24 TWh. Minst problematiskt är grot, medan det fortfarande finns en del frågetecken kring konsekvenserna av stubbuttag. Ett begränsat stubbuttag borde dock vara möjligt. Det ökade uttaget är dock kopplat till ett antal förutsättningar som måste uppfyllas för att negativa effekter ska kunna undvikas:

1. Att generella hänsyn inte påverkas negativt.
2. Att det huvudsakligen är barrgrot och barrstubbar som tas ut.
3. Att man kompenserar genom askåterföring där det finns behov, med aska av god kvalitet
4. Att körskador kan begränsas (uttag av grot och stubbar kan endast ske på marker med god bärighet)
5. Att uttag inte sker i anslutning till nyckelbiotoper och naturreservat, där snarare en förstärkning av mängden solexponerad död ved är önskvärd.

Summary

Impact of increasing biomass harvesting on forest production and environmental services

Biomass from forests, e.g. logging residues, has become an increasingly more important energy resource over the last decades. However, there is a strong ambition from the society (the Swedish parliament, European Union etc.) to increase the proportion of renewable energy in the energy system and decrease the use of fossil fuel. However, by increasing biomass extraction from our forests a number of environmental services, as well as future forest production will be affected. In this report we discuss if it is possible to increase biomass harvesting, how to combine biomass extraction with sustainable forestry including conservation of environmental services, and if there are any threshold values for avoiding negative impact.

The report mainly covers consequences of extracting logging residues, such as branches and tops (in Swedish this is summarised as grot, table S.1), and stumps. Connected to this we also discuss effects of ash recycling. We also discuss intensive forestry including plantations with short rotation and nutrient optimisation. At present this is only carried out in a small scale for research purpose, but might be a possibility in the future. Finally, we analyse consequences of peat extraction, but only consequences for biodiversity. At the moment peat harvesting is of limited importance in Sweden, but it might increase and it is often mixed with other solid biofuel at the plants.

The review is based on a large number of scientific reports. It focuses mainly on Swedish conditions, consequently studies from northern Europe dominates, but we refer also to a large number of studies from other parts of the world. In Sweden, most of the relevant studies have been financed by the Swedish Energy Agency. Therefore, we have analysed all projects within the research programmes funded by the Swedish Energy Agency. This means not only reading scientific papers, but also all kinds of reports, as well as interviews with project leaders. Our result has been examined and discussed at a number of seminars and workshops. Connected to our work we had a reference group with members representing authorities, forestry companies and NGOs.

To be able to evaluate the consequences of increased biomass extraction we have related our result to environmental objectives, and goals for forest production, set up by the society (the Swedish parliament). In Sweden we have adopted 16 environmental objectives (<http://www.miljomal.nu/Environmental-Objectives-Portal/>, in English). Of these especially five objectives are most relevant for our analysis: Reduced climate impact, Natural acidification only, A non-toxic environment, Zero eutrophication and Sustainable forests. The forest production goal is described in the forestry policy (Regeringens proposition 1992/92: 226, in Swedish).

The environmental objectives and the production goal are reflecting the ambition of the society concerning the environment. From this we conclude that all forestry activities that make it easier to reach the goal, or activities that do not affect the possibility to reach the goal, are acceptable. On the other hand activities that make it more difficult to reach the goal is not acceptable, unless it is possible to compensate. In this review we use different scenarios (intensities) of biomass harvesting and relate these to the environmental targets.

The result shows that it is possible to extract more biomass from forests by using logging residues (branches, tops and stumps) without any negative impact on environmental services. Probably, it is possible to double the energy output from 14 TWh of today to 24 TWh (Table S.1). However, to make this possible there are a number of requirements that must be obtained. This includes:

- Biomass substitutes fossil fuel
- General conservation considerations are used according to the forestry policy,
- The extraction is mainly limited to branches, tops and stumps of conifers,
- Nutrient compensation is applied in some cases after extraction of biofuel in thinning operations,
- Extraction is restricted to soils with strong bearing capacity to avoid soil damage, and is not carried out in, or near areas of high conservation values, if this is negative for conservation,
- Ash recycling with ash of good quality is applied in some cases.

In order to obtain this, it will not be necessary to change the forestry policy, the forestry act or the guidelines to the forestry. However, it might be necessary to set up new policy measures. The requirements listed above are not new, and some of them have been recommended for a long time, but are obviously difficult to implement. Development of policy measures for strategies on the landscape level is one possible way to make it easier to combine forestry including increasing biomass harvesting and conservation of environmental services.

Some people argue that, concerning environmental services, current forestry practice is not sustainable. Therefore it will not be possible to use the forests more intensive and extract even more wood. However, our review shows that it might be possible both to extract more wood, and to strengthen environmental services. For example, leaving high-stumps, other dead wood and groups of deciduous trees is more valuable for biodiversity than branches, tops and stumps of coniferous trees. By recycling wood ash it is possible to avoid soil acidification and nutrient depletion. However, we argue that stump removal must be carried out in a relatively small scale due to environmental constraints. A larger scale of stump harvesting might have negative impact on biodiversity, GHG emissions, Hg accumulation etc. The suggested level is uncertain, and more research is needed to find sustainable thresholds for stump extraction.

Table S.1. Obtained energy (TWh) from different scenarios of biomass harvesting, and the consequences concerning the possibilities to reach environmental targets and the production goal. The arrows indicate if the probability to reach the goal increase (↑), decrease (↓), or is unaffected (→). In some cases the harvesting might have some positive (↗) or some negative (↘) impact. Grot = Branches and tops. The alternative with most energy output and least negative impact is indicated with yellow.

a) Energy output, b) Environmental targets, c) Production goal.

a)

| | Extraction, proportion (%) | | | | Total proportion of extraction from the landscape | | Energy output (TWh) | |
|------------------------|----------------------------|-----------|-----------------|-----------|---|----------|---------------------|--------------------------|
| | Stand level | | Landscape level | | Grot | Stump | Final cutting | Final cutting + thinning |
| | Grot | Stump | Grot | Stump | | | | |
| Stump and grot | 80 | 80 | 80 | 40 | 64 | 32 | 38,7 | 51,5 |
| | 60 | 80 | 40 | 40 | 24 | 32 | 24,3 | 29,1 |
| | 80 | 80 | 80 | 20 | 64 | 16 | 30,9 | 43,7 |
| | 60 | 80 | 40 | 20 | 24 | 16 | 16,5 | 21,3 |
| | 80 | 40 | 80 | 40 | 64 | 16 | 30,9 | 43,7 |
| | 60 | 40 | 40 | 40 | 24 | 16 | 16,5 | 21,3 |
| | 80 | 80 | 80 | 10 | 64 | 8 | 27,0 | 39,8 |
| | 60 | 80 | 60 | 10 | 36 | 8 | 16,9 | 24,1 |
| | 60 | 80 | 40 | 10 | 24 | 8 | 12,6 | 17,4 |
| | 80 | 40 | 80 | 20 | 64 | 8 | 27,0 | 39,8 |
| | 60 | 40 | 40 | 20 | 24 | 8 | 12,6 | 17,4 |
| | 80 | 40 | 80 | 10 | 64 | 4 | 25,0 | 37,8 |
| | 60 | 40 | 40 | 10 | 24 | 4 | 10,6 | 15,4 |
| Grot only | 80 | 0 | 60 | 0 | 48 | 0 | 17,3 | 26,9 |
| | 80 | 0 | 40 | 0 | 32 | 0 | 11,6 | 18,0 |
| | 60 | 0 | 80 | 0 | 48 | 0 | 17,3 | 26,9 |
| | 60 | 0 | 60 | 0 | 36 | 0 | 13,0 | 20,2 |
| | 60 | 0 | 40 | 0 | 24 | 0 | 8,7 | 13,5 |
| Pre-sent output | 60 | 40 | 40 | 2 | 24 | 0,8 | 9,0 | 13,8 |

b)

| | Extraction, proportion (%) | | | | Sustainable forests | Acidification | Eutrophication | Non-toxic | Climate | |
|----------------|----------------------------|-----------|-----------------|-----------|---------------------|---------------|----------------|-----------|------------|-----------|
| | Stand level | | Landscape level | | | | | | Short term | Long term |
| | Grot | Stump | Grot | Stump | | | | | | |
| Stump and grot | 80 | 80 | 80 | 40 | ↓ | ↘ | → | ↘ | ↗ | ↗ |
| | 60 | 80 | 40 | 40 | ↓ | → | → | ↘ | ↗ | ↗ |
| | 80 | 80 | 80 | 20 | ↘ | ↘ | → | ↘ | ↗ | ↗ |
| | 60 | 80 | 40 | 20 | ↘ | → | → | ↘ | ↗ | ↗ |
| | 80 | 40 | 80 | 40 | ↘ | ↘ | → | ↘ | ↑ | ↑ |
| | 60 | 40 | 40 | 40 | ↘ | → | → | ↘ | ↑ | ↑ |
| | 80 | 80 | 80 | 10 | ↘ | ↘ | → | → | ↑ | ↑ |
| | 60 | 80 | 60 | 10 | → | → | → | → | ↑ | ↑ |
| | 60 | 80 | 40 | 10 | → | → | → | → | ↑ | ↑ |
| | 80 | 40 | 80 | 20 | ↘ | ↘ | → | → | ↑ | ↑ |
| | 60 | 40 | 40 | 20 | → | → | → | → | ↑ | ↑ |
| | 80 | 40 | 80 | 10 | ↘ | ↘ | → | → | ↑ | ↑ |
| | 60 | 40 | 40 | 10 | → | → | → | → | ↑ | ↑ |
| Grot only | 80 | 0 | 60 | 0 | → | ↘ | → | → | ↑ | ↑ |
| | 80 | 0 | 40 | 0 | → | → | → | → | ↑ | ↑ |
| | 60 | 0 | 80 | 0 | ↘ | ↘ | → | → | ↑ | ↑ |
| | 60 | 0 | 60 | 0 | → | → | → | → | ↑ | ↑ |
| | 60 | 0 | 40 | 0 | → | → | → | → | ↑ | ↑ |
| Present | 60 | 40 | 40 | 2 | | | | | | |

c)

| | Extraction, proportion (%) | | | | Total proportion of extraction from the landscape | | Forest production | |
|----------------|----------------------------|-----------|-----------------|-----------|---|----------|-------------------|--------------------------|
| | Stand level | | Landscape level | | Grot | Stump | Final cutting | Final cutting + thinning |
| | Grot | Stump | Grot | Stump | | | | |
| Stump and grot | 80 | 80 | 80 | 40 | 64 | 32 | → | ↘ |
| | 60 | 80 | 40 | 40 | 24 | 32 | → | → |
| | 80 | 80 | 80 | 20 | 64 | 16 | → | ↘ |
| | 60 | 80 | 40 | 20 | 24 | 16 | → | → |
| | 80 | 40 | 80 | 40 | 64 | 16 | → | ↘ |
| | 60 | 40 | 40 | 40 | 24 | 16 | → | → |
| | 80 | 80 | 80 | 10 | 64 | 8 | → | ↘ |
| | 60 | 80 | 60 | 10 | 36 | 8 | → | → |
| | 60 | 80 | 40 | 10 | 24 | 8 | → | → |
| | 80 | 40 | 80 | 20 | 64 | 8 | → | ↘ |
| | 60 | 40 | 40 | 20 | 24 | 8 | → | → |
| | 80 | 40 | 80 | 10 | 64 | 4 | → | ↘ |
| | 60 | 40 | 40 | 10 | 24 | 4 | → | → |
| grot only | 80 | 0 | 60 | 0 | 48 | 0 | → | ↘ |
| | 80 | 0 | 40 | 0 | 32 | 0 | → | → |
| | 60 | 0 | 80 | 0 | 48 | 0 | → | ↘ |
| | 60 | 0 | 60 | 0 | 36 | 0 | → | → |
| | 60 | 0 | 40 | 0 | 24 | 0 | → | → |
| Present output | 60 | 40 | 40 | 2 | 24 | 0,8 | 9,0 | 13,8 |

1 Inledning

Johnny de Jong & Lina Lönnberg

1.1 Uttag av skogsbränsle – rapportens bakgrund och struktur

Bränsle från skogen har sedan urminnes tider varit en viktig resurs för t.ex. uppvärmning, och allt tyder på att denna resurs kommer att fortsätta vara viktig i framtiden. Jordens befolkning växer och energibehovet ökar hela tiden, trots alla ansträngningar till energieffektivisering. Idag utgörs 80 % av världens energitillförsel av fossila bränslen. För att kunna minska halterna av växthusgaser i atmosfären behöver fossila bränslen på sikt ersättas förnybara resurser, som t.ex. skogsbränsle.

Skogsbränsle är biobränsle som har sitt ursprung i träd eller träddelar och som tidigare inte haft någon annan användning eller genomgått någon kemisk omvandling. Till skogsbränsle räknas avverkningsrester som grenar och toppar (oftast förkortat som grot), stubbar och stamved. Även industriella biprodukter som flis och sågspån räknas med. Torv utgör ytterligare en energikälla från skogsmark som sannolikt kommer att öka i betydelse. Torv räknas dock inte som biobränsle eftersom det endast är väldigt långsamt förnybart, och därmed inte kan räknas som klimatneutralt. För att ytterligare öka framställningen av skogsbränsle diskuteras även intensivodling av skog. Sammantaget medför detta att skogsekosystemet brukas mer intensivt. Uttag av skogsbränsle är därför en komplex fråga, och olika mål ställs mot varandra. Ökad användning av biobränsle är t.ex. en fördel ur klimatmålssynpunkt, men kan försvåra uppfyllelsen av andra miljömål. Exempelvis påverkas biodiversiteten, liksom näringsstatus och försumningsgrad.

Av Sveriges totala tillförsel av energi står biobränsle (inklusive skogsbränsle) och torv för drygt 22 % (2009). Användningen av biobränsle har mer än fördubblats sedan 1980-talet. Den största ökningen har skett inom fjärrvärmeanvändningen (Energimyndigheten 2010).

För att ta reda på hur ett uthålligt nyttjande av skogsbränsle kan utformas, utan att olika mål kommer i konflikt med varandra, satsar Energimyndigheten resurser på forskning. Den här rapporten är en kunskapssammanställning och en syntes av de resultat som kommit fram, i första hand inom ramen för Energimyndighetens egna forskningsprogram, men även inom andra relaterade program och projekt. Syntesen innefattar även en koppling mellan forskningsresultaten och samhällets mål.

Rapportens struktur följer den struktur som finns inom Energimyndighetens forskningsprogram, där man delat upp forskningen i ämnesområdena skogsproduktion, mark och ekosystem, torv och biodiversitet. Uppdelningen är ibland problematisk eftersom gränserna mellan ämnesområdena inte är särskilt skarpa. Mark och ekosystem handlar t.ex. ofta också om biodiversitet, och det är inte självklart var man ska placera in övergripande frågor som klimat eller vattenkvalitet. Klimat har nu fått en egen rubrik och vattenkvalitet finns med både inom Mark och vattenkapitlet och i Biodiversitetskapitlet.

1.2 Forskning om uttag av skogsbränsle – Bränsleprogrammet

Den 1 januari 2007 påbörjades Energimyndighetens forskningsprogram ”Uthållig tillförsel och förädling av biobränsle” (Bränsleprogrammet). Programmet stöds med 40 miljoner kronor per år, och avslutades efter förlängning 30 juni 2011. Delar av Bränsleprogrammet är en fortsättning på det tidigare forskningsprogrammet ”Biobränsle och miljön” som löpte 2000–2004 och vars resultat och slutsatser finns sammanfattade i en syntesrapport (Egnell m.fl. 2006).

Bränsleprogrammet bestod av tre temaområden: Lantbruk, Skog och Förädling, samt en övergripande del, Strategisk kunskap, som berörde alla temaområden. Temaområdet ”Skog och förädling” var vidare indelat i två delar, nämligen ”Skogsskötsel för uthålligt ökad bränsleproduktion” samt ”Effektivare skogsbränslesystem” (figur 1.1).

Den här syntesrapporten analyserar huvudsakligen resultatet från delområdet ”Skogsskötsel för uthålligt ökad bränsleproduktion” som i sin tur bestod av: Mark och ekosystem, Skötsel och Torv, samt ett delområde inom Strategisk kunskap, nämligen Biodiversitet (figur 1.1). Vidare inkluderas annan forskning, som genomförts utanför Bränsleprogrammet men som har koppling till dessa delområden, samt projekt som ingick i förra programmet (Biobränsle och miljön), men som publicerats efter den förra syntesen (från och med 2005).

Bränsleprogrammets övergripande mål är formulerat enligt följande: ”En framtida kraftigt ökande efterfrågan på biobränsle kan mötas av en ökande och kostnadseffektiv tillförsel av bränslen av rätt kvalitet och med acceptabla miljökonsekvenser. Svensk industri och kompetenscentra kan utnyttja den ökade bränsleefterfrågan för att stärka sin konkurrenskraft på områden där man redan har, eller bedöms kunna få, en internationellt ledande position.”

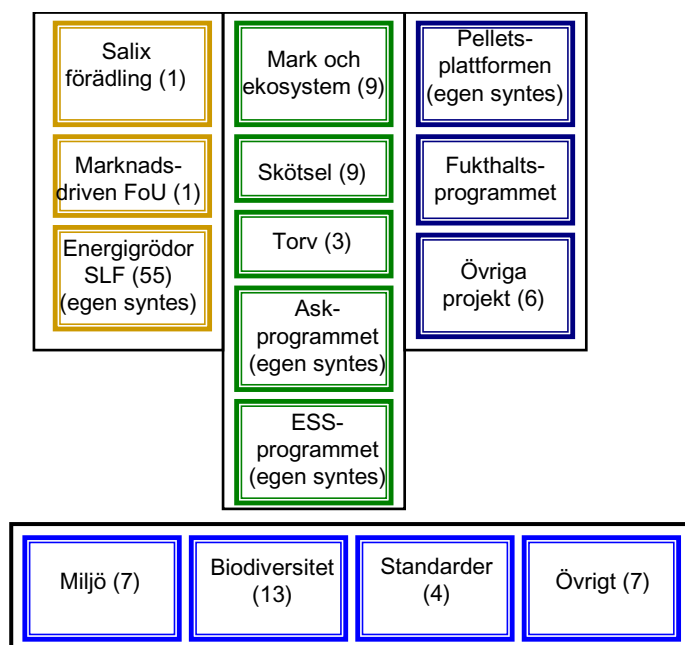
Förutom detta övergripande mål finns mer detaljerade mål för respektive delområden. För delområdet ”Skogsskötsel för uthålligt ökad bränsleproduktion” är målen att:

1. Metoder för effektiv och uthållig skogsskötsel för ökande produktion av bränslen från skogsmark ska tas fram.
2. Strategier och metoder för bränslen från intensivodlad skog ska utvecklas.
3. Nivån för acceptabla, uthålliga uttag av skogsbränslen ska klargöras.

För temaområdet ”Strategisk kunskap” är målen att:

1. Ta fram en miljökonsekvensbeskrivning (MKB) för skogsbränsleområdet med förslag till riktlinjer för uttag av olika biobränslesortiment och därvid erforderliga kompensationsåtgärder.
2. Ta fram metoder för att kunna avväga mellan olika miljömål som berörs av bioenergin.
3. Möta statliga organisationers behov av ny kunskap för myndighetsutövning inom bränslerelevanta ämnesområden

Bränsleprogrammets mål kopplar tydligt till andra mål som regeringen och skogssektorn tagit fram, i första hand Miljökvalitetsmålen och sektorsmålen. Tydliga beröringspunkter finns också gentemot EU:s nya hållbarhetskriterier för biodrivmedel och biovätskor.



Figur 1.1. Översikt över Bränsleprogrammet. Programmet består av tre temaområden: Lantbruk (tre delområden inom brun ram, till vänster), Skog (fem delområden inom grön ram, i mitten) och Förädling (tre delområden inom mörkblå ram, till höger). Längst ner inom ljusblå ram (fyra delområden) visas den övergripande delen Strategisk kunskap. Antalet projekt inom respektive delområden visas inom parantes.

1.3 Miljökvalitetsmål

Från slutet av 1990-talet till början av 2000-talet utvecklades Sveriges Miljökvalitetsmål. År 1997 fastställde Riksdagen 15 övergripande mål. Några år senare beslutade Riksdagen om delmål och senare lades ett 16:e mål till. De Miljökvalitetsmål som är mest relevanta för skogsbränsleuttag är Begränsad klimatpåverkan, Bara naturlig försurning, Ingen övergödning, Levande skogar och Ett rikt växt- och djurliv. Nedan beskrivs de övergripande målformuleringarna och de delmål som mest berörs av skogsbränsleuttag. Delmålen är delvis överspelade eftersom de flesta gällde till 2010. Vissa lyckades man uppnå, andra inte. I den här sammanställningen listar vi relevanta delmål eftersom de säger en del om vilka faktorer man anser vara väsentliga för att uppnå det övergripande målet. Ett arbete pågår för precisering av målen (Naturvårdsverket 2011). Framöver kommer delmål att ersättas med etappmål.

1.3.1 Begränsad klimatpåverkan

Övergripande målformulering

”Halten av växthusgaser i atmosfären skall i enlighet med FN:s ramkonvention för klimatförändringar stabiliseras på en nivå som innebär att människans påverkan på klimatsystemet inte blir farlig. Målet skall uppnås på ett sådant sätt och i en sådan takt att den biologiska mångfalden bevaras, livsmedelsproduktionen säkerställs och andra mål för hållbar utveckling inte äventyras. Sverige har tillsammans med andra länder ett ansvar för att det globala målet kan uppnås.”

Relevanta delmål

- Utsläpp av växthusgaser (2008–2012): ” De svenska utsläppen av växthusgaser skall som ett medelvärde för perioden 2008–2012 vara minst 4 procent lägre än utsläppen år 1990.”
- Utsläpp av växthusgaser (2020): ” Till år 2020 ska utsläppen av växthusgaser i Sverige, från verksamheter som ligger utanför systemet för handel med utsläppsrätter, minska med 40 procent jämfört med 1990.

Miljökvalitetsmålets status

”Miljömålsrådet bedömer att målet Begränsad klimatpåverkan är mycket svårt att nå. Utvecklingsriktningen för tillståndet i miljön är negativ.” Status för delmålet Utsläpp av växthusgaser (2008–2012) är däremot positivt och prognosen för utsläpp av växthusgaser i Sverige pekar på att delmålet kommer att nås. Delmålet Utsläpp av växthusgaser (2020) antogs i juni 2009 och ingen uppföljning har därför gjorts.

På vilket sätt målet kopplar till forskningen inom Bränsleprogrammet

Den övergripande kopplingen är att bibränslen kan användas i stället för fossila bränslen, och därmed reducera emissionerna av ”fossil” koldioxid. Skogsbränsleuttag påverkar också utsläpp av växthusgaser från skogen, främst koldioxid, bland annat genom att påverka markens kolbalans. Flera av forskningsprojekten inom Bränsleprogrammet undersöker hur uttag av stubbar påverkar kolbalansen i marken och hur mycket koldioxidutsläpp det medför. Även kolbalansen i kvarlämnade stubbar har undersökts. Förluster av kol på grund av stubbskörd kan på sikt kompenseras av åtgärder för ökad skogsproduktion, vilket undersökts i några av projekten. Koppling till miljömålet rör även klimatfördelar med en effektiviserad produktion av bibränsle (mindre användning av fossila bränslen) och med att koncentrera produktionen till vissa marker. Även effekten på uppsläpp av växthusgaser, bl.a. lustgas, vid näringstillförsel (t.ex. balanserad näringstillförsel eller aska) undersöks.

1.3.2 Bara naturlig försurning

Övergripande målformulering

”De försurande effekterna av nedfall och markanvändning skall underskrida gränsen för vad mark och vatten tål. Nedfallet av försurande ämnen skall heller inte öka korrosionshastigheten i tekniska material eller kulturföremål och byggnader.”

Relevanta delmål

- Försurning av sjöar och vattendrag (2010): ”År 2010 skall högst 5 % av antalet sjöar och högst 15 % av sträckan rinnande vatten i landet vara drabbade av försurning som orsakats av människan.”
- Försurning av skogsmark (2010): ”Före år 2010 skall trenden mot ökad försurning av skogsmarken vara bruten i områden som försurats av människan och en återhämtning skall ha påbörjats.”

Miljökvalitetsmålets status

”Miljömålsrådet bedömer att målet Bara naturlig försurning är mycket svårt eller inte möjligt att nå till år 2020 även om fler åtgärder sätts in. Utvecklingsriktningen för tillståndet i miljön är positiv.” Delmålet Försurning av sjöar och vattendrag (2010) är uppnått, vilket även delmålet Försurning av skogsmark (2010) för tillfället kan antas vara.

På vilket sätt målet kopplar till forskningen inom Bränsleprogrammet

Flera forskningsprojekt undersöker vilken effekt uttag av stubbar och grot har på markförsurningen. Trädutväxt innebär en kontinuerlig försurning men efter avverkning motverkas detta om avverkningsrester lämnas kvar. För att kompensera för uttaget av stubbar och grot kan näring tillföras. Ett antal projekt har undersökt effekten av asktillförsel på mark och vattenkvalité samt hur stor behovet av näringskompensation är. Ett projekt tittar även på användningen av avloppsslam som näringskompensation.

1.3.3 Ingen övergödning

Övergripande målformulering

”Halterna av gödande ämnen i mark och vatten skall inte ha någon negativ inverkan på människors hälsa, förutsättningar för biologisk mångfald eller möjligheterna till allsidig användning av mark och vatten.”

Relevanta delmål

- Utsläpp av kväveföreningar (2010): ”Senast år 2010 skall de svenska vattenburna utsläppen av kväve från mänsklig verksamhet till haven söder om Ålands hav ha minskat med minst 30 % från 1995 års nivå.”

Miljökvalitetsmålets status

”Miljömålsrådet bedömer att målet Ingen övergödning är mycket svårt eller inte möjligt att nå till 2020 även om fler åtgärder sätts in. Det går inte att se någon tydlig utvecklingsriktning för tillståndet i miljön.” Delmål Utsläpp av kväveföreningar (2010) bedöms vara möjligt att nå om fler åtgärder vidtas.

På vilket sätt målet kopplar till forskningen inom Bränsleprogrammet

Skogsbrukets bidrag till övergödningen är relativt liten och det handlar då främst om kväveföreningar. Vid avverkning och näringstillförsel påverkas kvävebalansen. Forskningen inom bränsleprogrammet bidrar till ökad kunskap om hur skogsbränsleuttag, askåterföring och gödsling påverkar kväveutlakning till omgivande vattenecosystem och Östersjön.

1.3.4 Levande skogar

Övergripande målformulering

”Skogens och skogsmarkens värde för biologisk produktion skall skyddas samtidigt som den biologiska mångfalden bevaras samt kulturmiljövärden och sociala värden värnas. Inriktningen är att miljökvalitetsmålet skall nås inom en generation.”

Relevanta delmål

- Förstärkt biologisk mångfald (2010): ”Mängden död ved, arealen äldre lövrik skog och gammal skog skall bevaras och förstärkas till år 2010 på följande sätt:
 - o mängden hård död ved skall öka med minst 40 % i hela landet och med avsevärt mer i områden där den biologiska mångfalden är särskilt hotad.
 - o arealen äldre lövrik skog skall öka med minst 10 %,
 - o arealen gammal skog skall öka med minst 5 %,
 - o arealen mark föryngrad med lövskog skall öka.

Miljökvalitetsmålets status

”Miljömålsrådet bedömer att målet Levande skogar är mycket svårt eller inte möjligt att nå till 2020 även om fler åtgärder sätts in. Det går inte att se någon tydlig utvecklingsriktning för tillståndet i miljön.” Status för delmålet Förstärkt biologisk mångfald (2010) är positivt. Mängden hård död ved, äldre lövrik skog och gammal skog ökar och nivåerna för dessa förväntas nås med god marginal. Däremot är det oklart till vilken grad kvaliteten av död ved motsvarar det biologiska behovet. Säkerställda uppgifter om arealen mark som föryngrats med lövskog saknas.

På vilket sätt målet kopplar till forskningen inom Bränsleprogrammet

Detta miljömål kopplar till mycket av forskningen inom Bränsleprogrammet, eftersom målet handlar om skogen som ekosystem. Det finns dock ett överlapp till de andra miljömålen. Därför skulle den forskning som är nämnd under Bara naturlig försurning, Ingen övergödning och Ett rikt växt- och djurliv även kunna tas upp här. Ett par studier behandlar dock effekten av skogsbränsleuttag i ett ekosystemperspektiv. När det gäller delmål Förstärkt biologisk mångfald (2010) så förhindrar inte skogsbränsleuttaget i sig att det uppfylls. Det viktiga är istället i vilka områden det sker och i vilken utsträckning, både när det gäller uttag och intensivodling.

1.3.5 Ett rikt växt- och djurliv

Övergripande målformulering

”Den biologiska mångfalden skall bevaras och nyttjas på ett hållbart sätt, för nuvarande och framtida generationer. Arternas livsmiljöer och ekosystemen samt deras funktioner och processer skall värnas. Arter skall kunna fortleva i långsiktigt livskraftiga bestånd med tillräcklig genetisk variation. Människor skall ha tillgång till en god natur- och kulturmiljö med rik biologisk mångfald, som grund för hälsa, livskvalitet och välfärd.”

Relevanta delmål

- Hejdad förlust av biologisk mångfald (2010): ”Senast år 2010 skall förlusten av biologisk mångfald inom Sverige vara hejdad.”
- Minskad andel hotade arter (2015): ”År 2015 skall bevarandestatusen för hotade arter ha förbättrats så att andelen bedömda arter som klassificeras som hotade har minskat med minst 30 procent jämfört med år 2000, och utan att andelen försvunna arter har ökat.”
- Hållbart nyttjande (2007/2010): ”Senast år 2007 skall det finnas metoder för att följa upp att biologisk mångfald och biologiska resurser såväl på land som i vatten nyttjas på ett hållbart sätt. Senast år 2010 skall biologisk mångfald och biologiska resurser såväl på land som i vatten nyttjas på ett hållbart sätt så att biologisk mångfald upprätthålls på landskapsnivå.”

Miljökvalitetsmålets status

”Miljömålsrådet bedömer att målet Ett rikt växt- och djurliv är mycket svårt eller inte möjligt att nå till 2020 även om fler åtgärder sätts in. Det går inte att se någon tydlig utvecklingsriktning för tillståndet i miljön.” För delmålen ser möjligheten att nå dem negativ ut. För delmålet Hejdad förlust av biologisk mångfald (2010) verkar målet svårt att nå. Förlusten av arter, naturtyper och ekosystemtjänster fortsätter trots kraftigt ökade insatser under senare tid. Möjligt att nå är däremot delmålet Minskad andel hotade arter (2015) men det kräver ytterligare kraftfulla insatser och redan beslutade åtgärder måste genomföras som planerat. Delmål Hållbart nyttjande (2007/2010) bedöms bli mycket svårt att nå. Att nästan tre fjärdedelar av naturtyperna och ungefär hälften av arterna som omfattas av EU:s art- och habitatdirektiv saknar gynnsam bevarandestatus indikerar starkt att de biologiska resurserna inte nyttjas hållbart i dagsläget.

På vilket sätt målet kopplar till forskningen inom Bränsleprogrammet

Många av Bränsleprogrammets forskningsprojekt behandlar biologisk mångfald och hur den påverkas av skogsbränsleuttag, t.ex. uttag av stubbar, uttag av grot, uttag av torv, intensivodling och tillförsel av näring. Mer ingående har påverkan av uttag av stubbar på olika artgruppen så som insekter, svampar, lavar och mossor undersökts. För att se vilken betydelse stubbar och grot har som substrat har artdiversiteten i och på dessa jämförts mot andra vedsubstrat. De flesta projekt syftar till att kunna ge konkreta skötselråd vid uttag av stubbar, t.ex. vilka sorts stubbar eller bestånd som är mest värdefulla för den biologiska mångfalden, och därmed hur stubbskörd skulle kunna planeras så att störningarna för den biologiska mångfalden hålls på en acceptabel låg nivå. När det gäller uttag av torv har forskningen satsat på att kunna optimera valet av objekt och efterbehandling för att minimera negativa effekter på biologisk mångfald.

1.3.6 Övriga miljö kvalitetsmål

För de övriga miljömålen är det ingen av delmålen som direkt kopplar till Bränsleprogrammets forskning. Däremot är de övergripande målen relevanta vad gäller Giftfri miljö, Levande sjöar och vattendrag, Grundvatten av god kvalitet samt Myllrande våtmarker. Giftfri miljö definieras som följer: ”Miljön skall vara fri från ämnen och metaller som skapats i eller utvunnits av samhället och som kan hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden.”. Som näringskompensation vid uttag av biobränsle kan både aska och avloppsslam användas, vilka kan innehålla giftiga ämnen. För Levande sjöar och vattendrag handlar det övergripande målet om att sjöar och vattendrag ska vara ekologiskt hållbara och bl.a. biologisk mångfald och vattenhushållande funktion skall bevaras. I ett generationsperspektiv bör följande gälla: ” Belastningen av näringsämnen och föroreningar får inte minska förutsättningarna för biologisk mångfald”. Vid uttag av biobränsle kan vattenkvaliteten i grundvatten och avrinnande vatten påverkas. I flera forskningsprojekt har vattenkvaliteten undersökts vid tillförsel av aska samt vid uttag av grot respektive stubbar. Detta kan även påverka det övergripande målet för Grundvatten av god kvalitet som säger att ” Grundvattnet skall ge en säker och hållbar dricksvattenförsörjning samt bidra till en god livsmiljö för växter och djur i sjöar och vattendrag.” Miljömålet Myllrande våtmarker säger att ”Våtmarkernas ekologiska och vattenhushållande funktion i landskapet skall bibehållas och värdefulla våtmarker bevaras för framtiden.” Våtmarkerna kan påverkas av förändrad avrinningskemi i samband med uttag av biobränsle, dels på grund av bortförslin av näringsämnen vid ökat biomassauttag, dels på grund av markstörning och eventuella körskador som innebär förändrade avrinningsmönster, framför allt i samband med uttag av stubbar. Det är även viktigt att uttag av torv utförs i lämpliga områden för att bevara de värdefulla våtmarkerna.

1.4 Skogspolitiska mål och sektorsmål

I det skogspolitiska beslutet från år 1993 (prop. 1992/93:226) anges ett produktionsmål och ett miljömål.

Produktionsmålet

”Skogen och skogsmarken skall utnyttjas effektivt och ansvarsfullt så att den ger en uthålligt hög avkastning. Skogsproduktionens inriktning skall ge handlingsfrihet i fråga om användning av vad skogen producerar.”

Miljömålet

”Skogsmarkens naturgivna produktionsförmåga skall bevaras. En biologisk mångfald och genetisk variation i skogen skall säkras. Skogen skall brukas så att växt- och djurarter som naturligt hör hemma i skogen ges förutsättningar att fortleva under naturliga betingelser och i livskraftiga bestånd. Hotade arter och naturtyper skall skyddas. Skogens kulturmiljövärden samt dess estetiska och sociala värden skall värnas.”

Dessa mål är likvärdiga såtillvida att båda målen är lika viktiga att nå. Produktionsmålet, miljömålet och miljö kvalitetsmålen ligger till grund för de sektorsmål som skogssektorn utarbetat. Sektorsmålen innehåller dels övergripande, långsiktiga mål som mer liknar en vision och som är en vidareutveckling av de skogspolitiska målen, samt 13 kortsiktiga och mer konkreta mål som gällde till 2010. Dessa 13 mål inkluderar även delmålen i Levande skogar. Resultatet i Bränsleprogrammet kopplar delvis till några av målen. Exempel på detta är målet om skogsmarkens naturgivna produktionsförmåga: ”Senast år 2010 finns riktlinjer för hur skogsmarkens naturgivna produktionsförmåga ska bevaras som inkluderar en balanserad tillgång på näring och anpassningar i skogsskötseln” och målet om mark och vatten i balans: ”Senast år 2010 är den areal som erhåller aska minst lika stor som den areal där avverkningsrester (grot) skördas vid föryngringsavverkning”. Ett annat exempel är målet om miljöhänsyn vid föryngringsavverkning. Målet är förvisso mest relevant för myndighetens rådgivning, men vilka hänsyn som är effektiva att lämna för biodiversiteten har en direkt koppling till Bränsleprogrammet. Sektorsmålen håller för närvarande på att revideras.

1.5 Rådgivning

Skogsstyrelsen är den myndigheten som är ansvarig för rådgivning när det gäller alla typer av åtgärder på skogsmark. Ett viktigt dokument i sammanhanget är ”Rekommendationer vid uttag av avverkningsrester och askåterföring” (Skogsstyrelsen 2008a). Rådgivningen handlar bland annat om hur mycket, vilka kvaliteter och var man bör lämna kvar virke i skogen, när och var askåterföring bör ske och om körskador, insektsskador och dokumentation av biobränsleuttag. Ett annat viktigt dokument är ”Stubbskörd – kunskapssammanställning och Skogsstyrelsens rekommendationer” (Skogsstyrelsen 2009a). Där handlar rådgivningen om vilka bestånd som är lämpliga respektive olämpliga samt vilken hänsyn som bör tas vid uttag av stubbar. Eftersom det fortfarande saknas kunskap om effekter av uttag av stubbar så baseras dessa rekommendationer på försiktighetsprincipen.

Åtminstone två meddelanden från Skogsstyrelsen behandlar gödsling av skogsmark: ”Skogsmarksgödsling – effekter på skogshushållning, ekonomi, sysselsättning och miljö” (Skogsstyrelsen 2002b) och ”Kvävegödsling av skogsmark” (Skogsstyrelsen 2007a). Det senare meddelandet från 2007 innehåller baskraven för gödslingsvärda bestånd, vilka bestånd som bör undantas, spridningen samt dokumentation av gödslingar och andra utförda skogsbruksåtgärder. Meddelandet ”Rekommendationer vid uttag av skogsbränsle och kompensationsgödsling” (Skogsstyrelsen 2001a) innehåller rekommendationer om när och var kompensationsgödsling bör ske, dosering och lämpliga produkter samt riktlinjer för askdoser och askans kvalitéer. Ytterligare behandlas körskador och insektsskador och för bevarande av biologiska mångfalden anges bland annat att ”viss andel toppar bör lämnas vid uttag av skogsbränsle. Det är särskilt viktigt att lämna död ved samt toppar och grova grenar från lövträd.”. Försurningsproblem och åtgärder för hur dessa ska motverkas tas upp i ”Åtgärder mot markförsurning och för ett uthålligt brukande av skogsmarken” (Skogsstyrelsen 2001c).

Bränsleprogrammets forskning kommer att möjliggöra ytterligare preciseringar i Skogsstyrelsens rekommendationer och rådgivning.

Ett grundläggande dokument som varit styrande för Skogsstyrelsens rådgivning är den miljökonsekvensbeskrivning (MKB) för uttag av skogsbränsle som publicerades 1998 (Egnell m.fl. 1998). I MKB:n diskuteras näringshushållning, effekter på skogsproduktion, på fauna och flora, och på vattenkvalitet, emission av växthusgaser, konsekvenser för miljögifter, skadeinsekter och sociala värden.

1.6 Andra forskningsprogram och syntesprojekt med koppling till Bränsleprogrammet

1.6.1 Andra synteser inom Bränsleprogrammet

Förutom denna syntes finns 6 andra synteser inom Bränsleprogrammet, nämligen lantbruk, energigrödor (SLF), strategisk bioenergiforskning, askprogrammet, effektiva skogsbränslesystem (ESS) och pelletsplattformen (figur 1.1).

I lantbrukssyntesen (Gustavsson & Rönnbäck 2011) ingår tre delområden: jordbruk, förädling och även standarder (som hör till det tvärgående blocket strategisk kunskap). Jordbruksdelen handlar till stor del om salix odling (förädling, skörde-teknik mm). Delområdet förädling handlar om metoder att mäta bränslekvalitet, produktion av pellets, förbränningsegenskaper hos pellets och nya bränsleformer. Inom delområdet standarder har arbete bedrivits som prenormativ forskning, som drivande i europeisk och internationell standardisering av biobränslen samt som arbete med en europeisk databas för egenskaper hos biobränslen och deras askor.

Den strategiska bioenergisyntesen (Gode m.fl. 2011) har analyserat forskningen ur system- (biobränslenas roll i energisystemet), marknads- (vad krävs för en fungerande biobränslemarknad) och policyperspektiv (bioenergins möjlighet att uppnå olika mål och policies).

Ett delprogram inom Bränsleprogrammets temaområde Skog är Värmeforsks program Miljöriktig användning av askor 2009–2011, även kallat Askprogrammet. Deras forskning syftar till att ge kunskap som möjliggör miljöriktigt nyttjande av askor. Inom området Skog & mark studeras tillväxt och miljöeffekter vid återföring av aska till skogen vid uttag av biobränslen. Pågående forskning är främst utförd på dikad torvmark men även på fastmark. Fortsatt forskning ämnar studera effekterna av tillförsel av större volymer aska på dikad torvmark, tillväxteffekter på olika bördiga marker och intensivodling för bioenergi. Askprogrammets forskning ligger mycket nära flera av projekten inkluderade i den här rapporten, som undersöker effekter av asktillförsel samt behovet av näringskompensation.

Effektivare Skogsbränslesystem 2007–2010, förkortat ESS, är ett annat delprogram inom Bränsleprogrammets temaområde Skog som Skogforsk ansvarar för. Programmets syfte är att ”utveckla effektivare produktionssystem för skogsbränsle för att långsiktigt och uthålligt söka tillvarata en större del av skogsbränslepotentialen och därmed bidra ytterligare till bränsleförsörjningen i olika delar av energisektorn och utifrån olika användares behov.” Den del i programmet som ligger närmast de projekt inkluderade i den här rapporten handlar om effektivisering av tekniken för tillvaratagande av trädrester (grot) och stubbar efter slutavverkning samt klenträäd från intensivodling och ungskogsrojning.

1.6.2 Miljöeffekter av stubbuttag

Energimyndigheten gav 2007 ut rapporten ”Miljökonsekvenser av stubbskörd – en sammanställning av kunskap och kunskapsbehov”, som är en kunskaps-sammanställning om miljöeffekter av stubbuttag (Egnell m.fl. 2007). Effekter inom följande områden tas upp: markvegetation, biologisk mångfald, skogens kolbalans, mark- och ytvatten, skogsproduktion samt inverkan på sociala värden och kulturmiljöer. Rapporten låg till grund för den miljöanalys rörande stubbuttag som togs fram på initiativ av skogsbruket under 2008 och Skogsstyrelsens rekommendationer rörande stubbuttag (Skogsstyrelsen 2009a)

1.6.3 Ädellövskogsprogrammet

Uthålligt skogsbruk i ädellövskog 2003–2009, även kallat Ädellövskogsprogrammet, genomfördes av SLU och hade som övergripande mål ”att utveckla skogsskötsel- och bevarandestrategier för ädellövskog med hänsyn till ekonomiska, ekologiska och sociala funktioner.” Programmet delades in i de fyra delområdena produktion, naturvård, välfärd och virke.

1.6.4 Internationellt

Vid Finska skogsforskningsinstitutet Metla pågick forskningsprogrammet Bioenergy from forests 2007–2011. Forskningen innefattade teknik och logistik kring skogsbränsleuttag, ekonomi kring produktionskedjorna samt de ekologiska effekterna. De ämnesområden som kopplar till Bränsleprogrammets forskning är främst stubbar, grot, näringskompensation och dikade torvmarker.

EEA (European Environment Agency) publicerade 2006 rapporten "How much bioenergy can Europe produce without harming the environment?" (EEA 2006). Syftet med rapporten är att göra en bedömning av hur mycket biomassa som tekniskt kan vara tillgänglig för energiproduktion utan att öka trycket på miljön. En del i rapporten behandlar bioenergipotential från skogen, där uttag av grot tas upp samt "*complementary fellings*".

1.7 EU-direktiv om förnybara energikällor

Kunskapsläget inom biobränsleområdet måste även relateras till EU-direktiv 2009/28/EG om främjande av användningen av energi från förnybara energikällor.

Direktivet anger bindande nationella mål för totala andelen energi från förnybara energikällor av den slutliga energianvändningen (brutto) och för andelen energi från förnybara energikällor inom transportsektorn. Sverige har enligt direktivet förbundit sig att 49 % av den totala energianvändningen ska komma från förnybar energi år 2020, vilket är det mest ambitiösa målet i hela EU. Varje medlemsstat ska anta en nationell handlingsplan för energi från förnybara energikällor (se även kapitel 9.1.2 och 9.1.3).

2 Syftet med rapporten

Det övergripande målet med det här arbetet är att undersöka:

1. Vilka nya kunskaper som kommit fram inom Bränsleprogrammet när det gäller uttag av biobränsle från skogsmark. Kunskapsläget idag jämförs bland annat med kunskapsläget när den förra Syntesrapporten togs fram (Egnell m.fl. 2006).
2. Hur kopplingen ser ut mellan forskningsresultaten och nationella mål och riktlinjer (t.ex. miljö kvalitetsmålen och Skogsstyrelsens rekommendationer).
3. Vilka frågor som återstår att besvara för att kunna säkra en långsiktig och uthållig produktion och användning av skogsbränsle och torv från skogsmark.

Arbetet genomfördes i två steg där det första steget omfattade en kunskapssammanställning inklusive identifiering av kunskapsluckor, avslutades 2010, och det andra steget, en syntes, avslutades 2011. Arbetet baseras på en övergripande beskrivning av kunskapsläget där avslutade projekt ingår.

3 Metodik

Kunskapssammanställningen bygger vidare på den förra syntesrapporten (Egnell m.fl. 2006) och baseras i första hand på publikationer som tagits fram inom ramen för Bränsleprogrammet och näraliggande projekt sedan 2004. Förutom detta görs en övergripande litteratursökning av andra relevanta publikationer som tagits fram i andra forskningsprogram, både i Sverige och internationellt. Alla projektledare som driver projekt, eller har drivit projekt inom Bränsleprogrammet, sedan 2007 har intervjuats. Syftet med intervjuerna är att fånga upp preliminära resultat som ännu inte har publicerats, att diskutera vad som har genomförts i projekten i förhållande till projektplanen, samt att identifiera kunskapsluckor. Den forskning som bedrivs kring uttag av biobränsle i Finland är av speciellt intresse. Därför intervjuas även en del forskare i Finland.

Uppgifterna som framkommit vid intervjuerna med projektledarna markeras med källhänvisningen ”intervju”. Uppgifter från forskare utanför programmet markeras med ”munliga uppgifter”. Ibland finns även data sammanställt i opublicerade manuskript och de markeras med källhänvisningen ”manuskript”.

Fakta till rapporten har även samlats in via ett antal seminarier. Den 23–24 mars 2009 hölls ett forskarseminarium om klimatrelaterade projekt, den 7–8 maj 2009 hölls ett seminarium om konsekvenser av uttag av stubbar, och den 2–3 november 2009 hölls ett forskarseminarium som täckte in övriga projekt inom Bränsleprogrammet.

Rapporten har granskats och kompletterats av ett antal specialister (se ”Tack”), och diskuterades på seminarier den 1 december, 2009, och 21 mars 2011 (sammanslagt ett 60-tal deltagare, såväl forskare som representanter från myndigheter, näringen och andra organisationer)

Metodiken för syntesarbetet beskrivs mer utförligt i kapitel 9 och i bilaga 2.

4 Skogsproduktion

Gustaf Egnell

4.1 Inledning

Den allt hetare biobränslemarknaden i Sverige och världen, driven av oro av konsekvenserna vid ett förändrat klimat och det faktum att framförallt de fossila energislagen är ändliga, har ökat intresset för skogarna som långsiktig resurs av förnybar biomassa för energiändamål. Detta har i Sverige under de senaste decennierna manifesterats i ett ökat marknadsintresse för den biomassa som tidigare inte haft någon slutanvändare såsom vissa av skogsindustrins restprodukter, tekniskt skadat virke, avverkningsrester, klena stammar och stubbar.

4.2 Dagens tillstånd

De lägst hängande frukterna med start i skogsindustrins restprodukter och tekniskt skadat virke är nu i stort sett intecknade av marknaden. Därefter har marknaden riktat in sig på avverkningsrester i form av grenar och toppar (grot). Men med en inhemsk marknadstillväxt på 3 TWh per år motsvarande ca 1,5 miljoner kubikmeter ved och en potentiellt stor marknad för biomassa inom EU så finns intresse även för den sista trädbiomassareserven i de skogar vi har – nämligen klena stammar från röjningar och förstagallringar samt stubbar. Om det utöver detta finns ytterligare behov från marknaden så blir nästa steg i så fall att öka tillväxten i skogen. Ett regeringsuppdrag att utreda förutsättningarna för att öka skogsproduktionen och därmed den framtida skördepotentialen har också nyligen slutförts (Larsson m.fl. 2009).

Även om utvecklingen idag i första hand är driven av energiomställningen och energiindustrin finns det anledning att i framtiden förutse ökat behov av förnybar biomassa även för andra produkter – inte minst de som idag är oljebaserade och/eller energikrävande. Detta innebär sannolikt att trycket på landets skogar kommer att fortsätta att öka både vad gäller skördeintensitet och produktionsintensitet och att ansvaret att ta fram nytt kunskapsunderlag hur detta kan göras på ett hållbart sätt vilar på hela skogssektorn.

I miljömålet Levande skogar återfinns formuleringen: ”Skogens och skogmarkens värde för biologisk produktion ska skyddas samtidigt som den biologiska mångfalden bevaras och kulturmiljövärden och sociala värden värnas”. Men inget av miljömålets delmål är ännu inriktat mot uthållig produktion i våra skogar, vilket borde vara påkallat då det finns en tydlig koppling mellan den uthålliga biologiska produktionen och miljömålet ”Begränsad klimatpåverkan”. Kan inte skogsproduktionen upprätthållas då skörde- och/eller produktionsintensiteten ökar kan förnybarhetsargumentet i skogsbiomassa komma att ifrågasättas.

Ur miljömålssynpunkt är det därför främst uthålligheten i skogsproduktionen, då skördeintensiteten ökar eller effekter på skogsproduktionen då aska återförs till skogen, som är av intresse. Men, utöver detta, tar detta avsnitt även upp forskning kring nya mer eller mindre intensiva skogsskötselmetoder, med syfte att öka biomassaproduktionen i termer av produktionspotential.

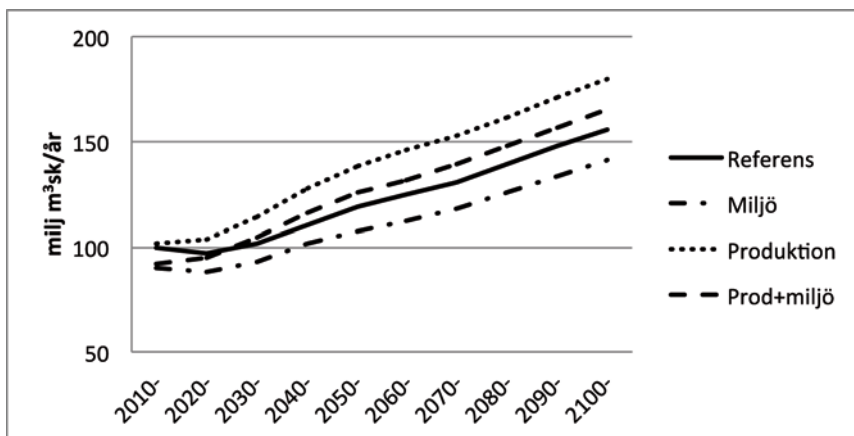
Under programperioden har SLU på uppdrag av Skogsstyrelsen genomfört nya skogliga konsekvensanalyser för de kommande 100 åren inom ramen för SKA-VB 08 (Skogsstyrelsen 2008c). Genom finansiering från Energimyndigheten har skogsbränslepotentialen skattats för de fyra ingående scenarierna:

1. *Referens*: Utveckling med nuvarande ambitioner i skogsskötseln, beslutad miljöpolitik till år 2010, samt ändrat klimat.
2. *Miljö*: Utveckling med sådana miljöambitioner att de övergripande miljökvalitetsmålen kan uppfyllas, framförallt målet Levande skogar, samt ändrat klimat.
3. *Produktion*: Utveckling med ökad produktion som resultat av höga investeringsnivåer i skogsbruket, samt ändrat klimat.
4. *Produktion + Miljö*: Utveckling med både ökade miljöambitioner och höga investeringsnivåer i skogsbruket för att öka produktionen, samt ändrat klimat.

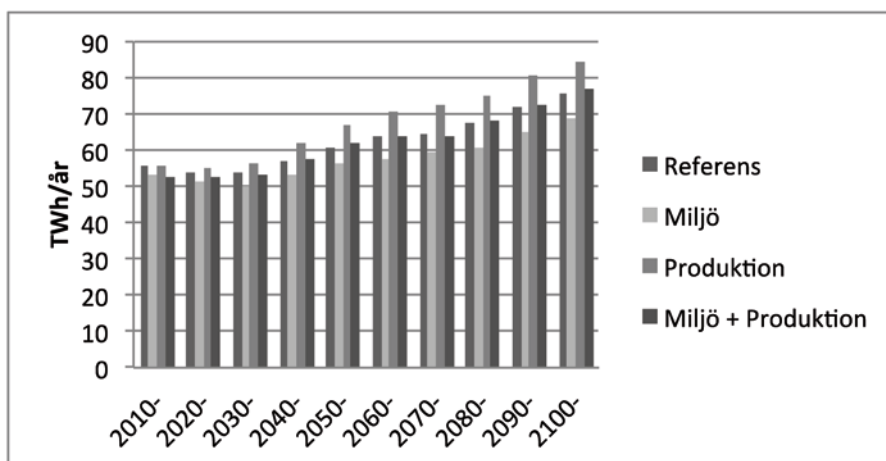
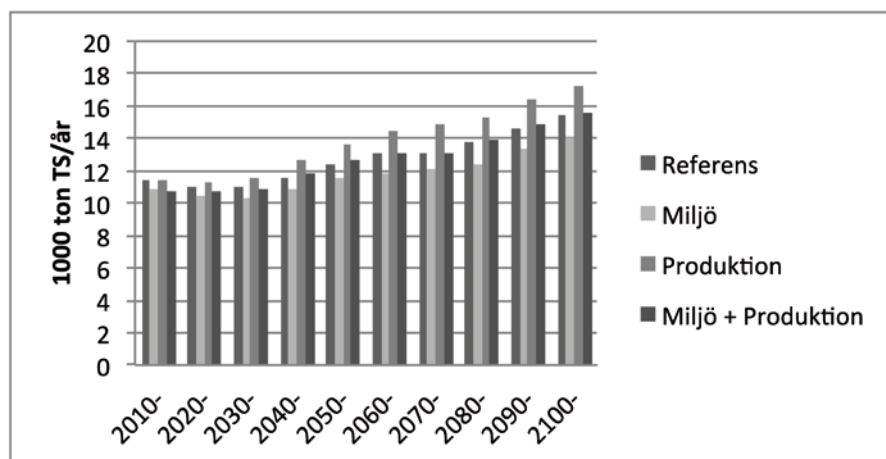
I samtliga scenarier prognostiseras en ökad skogsproduktion under de kommande 100 åren från dagens 100 upp mot 150 miljoner m³sk per år mot slutet av perioden (figur 4.1). Den ökade skogsproduktionen i referensscenariot beror på en kombination av avverkningsnivåer som ligger lägre än tillväxten, vilket leder till en förrådsuppbyggnad samt antaganden om produktionsökningar orsakade av ett varmare klimat och användningen av förädlat skogsodlingsmaterial.

Denna ökade skogsproduktion märks också i en ökande skogsbränslepotential i samtliga fyra scenarier. Figur 4.2 visar mängden skogsbränsle i form av grenar, toppar och barr som finns fysiskt tillgänglig efter gallringar och slutavverkningar i de olika scenarierna. Observera att detta inte är den mängd som realiserar på marknaden vilket styrs av tekniska, ekonomiska, ekologiska och sociala restriktioner.

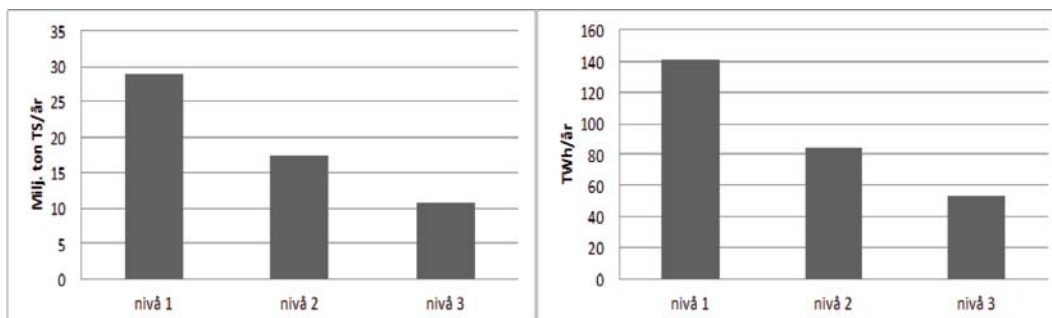
Utöver detta har man i SKA-VB 08 skattat den årliga skogsbränslepotentialen i grot och stubbar för perioden 2010–2019 för tre olika nivåer på ekologiska, tekniska och ekonomiska restriktioner med referensscenariot ovan som bas (figur 4.3).



Figur 4.1 Årlig bruttotillväxt (miljoner m³sk) 2010–2109 enligt fyra scenarier. Baserad på SKA-VB 08, SLU (Skogsstyrelsen 2008c).



Figur 4.2 Årlig bruttomängd skogsbränsle i form av grot (grenar, toppar & barr) från gallring och slutavverkning enligt fyra scenarier återgivet i ton torr biomassa (övre) och energimängd (nedre). Observera att det är den fysiskt tillgängliga mängden i skogen som anges och inte den på marknaden realiserade mängden. Baserad på SKA-VB 08, SLU (Skogsstyrelsen 2008c).



Figur 4.3. Den årliga skogsbränslepotentialen i grot och stubbar enligt referensscenariot 2010–2019 vid tre olika restriktionsnivåer; nivå 1: inga restriktioner; nivå 2: efter ekologiska restriktioner; nivå 3: efter ekologiska, tekniska och ekonomiska restriktioner (Skogsstyrelsen 2008c).

Till dessa potentialer för grot och stubbar kommer tekniskt skadat virke såsom rötskadat virke och klena stammar från röjningar, skogsindustrins restprodukter och en möjlig omfördelning av stamved mellan massa- och pappersindustrin och energiindustrin. Med dagens uttagsnivåer av framförallt grot och lite stubbar på tillsammans ca 8 TWh visar skattningarna ovan att det finns betydligt mer att hämta i våra skogar även efter tekniska, ekonomiska, ekologiska och sociala restriktioner. En osäkerhet i skattningarna ligger i antagandet om ett ändrat klimat och att detta kommer att öka skogsproduktionen i Sverige.

4.3 Kunskapsläget

4.3.1 Grot

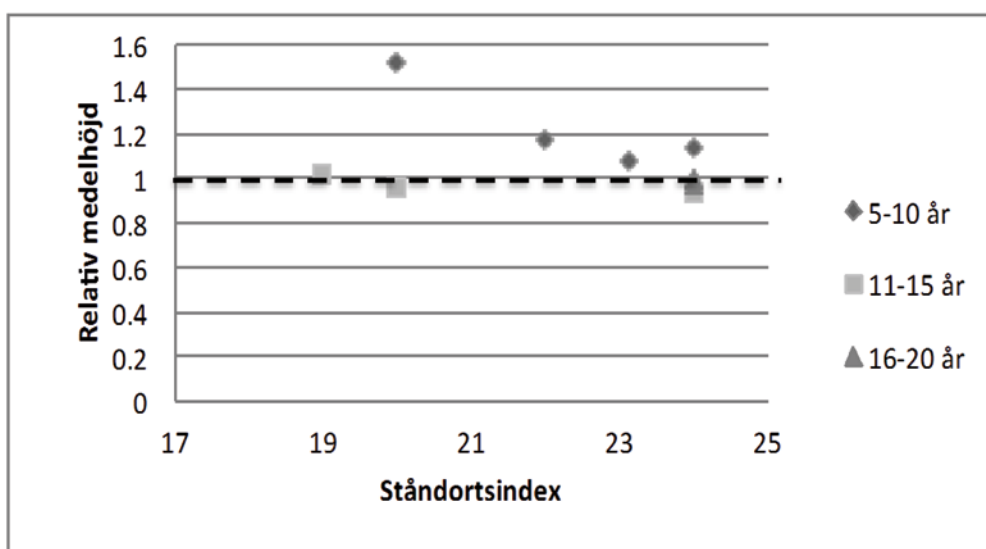
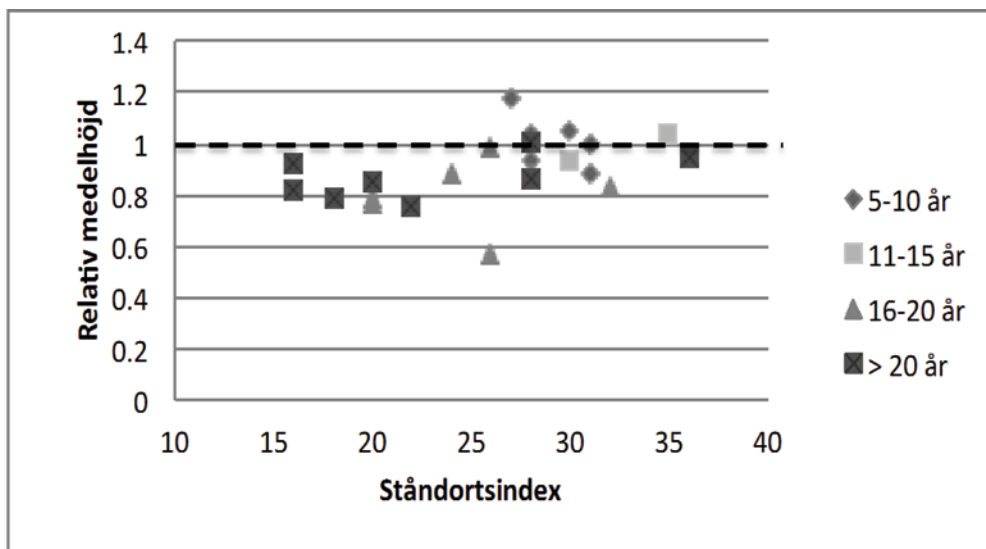
Skogsproduktionsforskningen rörande effekter av grotuttag har inom programmet främst inriktat sig mot att upprätthålla långsiktiga försök som underlag för studier av mer långsiktiga effekter och för att fastställa tillväxteffekternas storlek och varaktighet. För att få tillförlitliga och generaliserbara svar på dessa frågor bör ett större antal försök analyseras samtidigt. Ännu har inga sådana studier kommit till stånd. Men data finns och kontakter har tagits mellan forskargrupper i Sverige, Finland och Kanada för att om möjligt få till studier som utnyttjar en stor del av den resurs av långsiktiga försök och data som idag finns tillgängliga bl.a. genom finansiering från Energimyndighetens forskningsprogram. Upprätthållande av långsiktiga försök motiveras också av studier av andra effekter än bara skogsproduktionseffekter.

Däremot har nya forskningsresultat presenterats från andra håll i världen där resultaten i stora stycken liknar dem från försök i Skandinavien. Den mest omfattande utgörs av en metaanalys av 5-årsdata från ”North American Long-Term Soil Productivity Program” (LTSP), omfattande 42 försökslokaler spridda över olika klimatzoner, ståndortstyper och skogstyper i Kanada och USA (Fleming m.fl. 2006). Här känns resultaten igen från försök i Skandinavien med en något lägre tillväxt efter uttag av grot i jämförelse med kontrolltytor. Över hela försöksserien

kompenserades denna tillväxtminskning till del av en något högre plantöverlevnad efter grotuttag – främst i de mer sydligt belägna lokalerna. Tillväxtmässigt kan emellertid mer väntas hända än i dessa försök, då tillväxteffekterna på nästa generations plantor normalt blir synliga först under den andra femårsperioden (Egnell & Leijon 1999, Proe m.fl. 1996). Detta gäller inte minst de mer nordligt belägna lokalerna i försöksserien där klimatet och andra förutsättningar mer liknar svenska förhållanden.

Tan m.fl. (2009) visar på art- och ståndortsspecifik tillväxtrespons på skogsbränsleuttag med såväl tillväxtökning som tillväxtminskning för planterad douglasgran och contortatall efter tre vegetationsperioder medan skogsbränsleuttaget inte påverkat plantöverlevnaden. Scott & Dean (2006) redovisar lägre biomassatillväxt (i snitt 18 %) 7–10 år efter skogsbränsleuttag för planterad loblolly tall (*Pinus taeda* L.) i 15 av 19 försöksblock. Samtidigt visades att dessa tillväxtminskningar kunde motverkas genom vegetationsbekämpning och/eller gödsling. Ares m.fl. (2007) visar på små tillväxtminskningar under de första fem åren för douglasgranar planterade efter skogsbränsleuttag medan ingen effekt på plantöverlevnaden kunde påvisas. Herbicidbehandling för att hålla tillbaka konkurrerande vegetation hade däremot en högst påtagligt positiv effekt på plantornas tillväxt, vilket visar att det ur plantetablerings- och tidig tillväxtsynpunkt kan finnas annat att fokusera på än bara de näringsmängder som följer med skogsbränsleskörden för att få till en bra plantetablering och tidig tillväxt. Walmsley m.fl. (2009) visar på 10 % lägre medeldiameter och 15 % lägre grundyta 23 år efter skogsbränsleuttag för andra generationens Sitka gran (*Picea sitchensis*) i Wales, Storbritannien. Man förklarar denna tillväxtminskning med det extra näringsuttaget tillsammans med ökad konkurrens från naturlig föryngring och annan vegetation på ytor där skogsbränsle skördats. Här, liksom i flera andra studier, har självföryngringen inte räknats in i produktionen, vilket är värt att beakta vid tolkningen av resultatet.

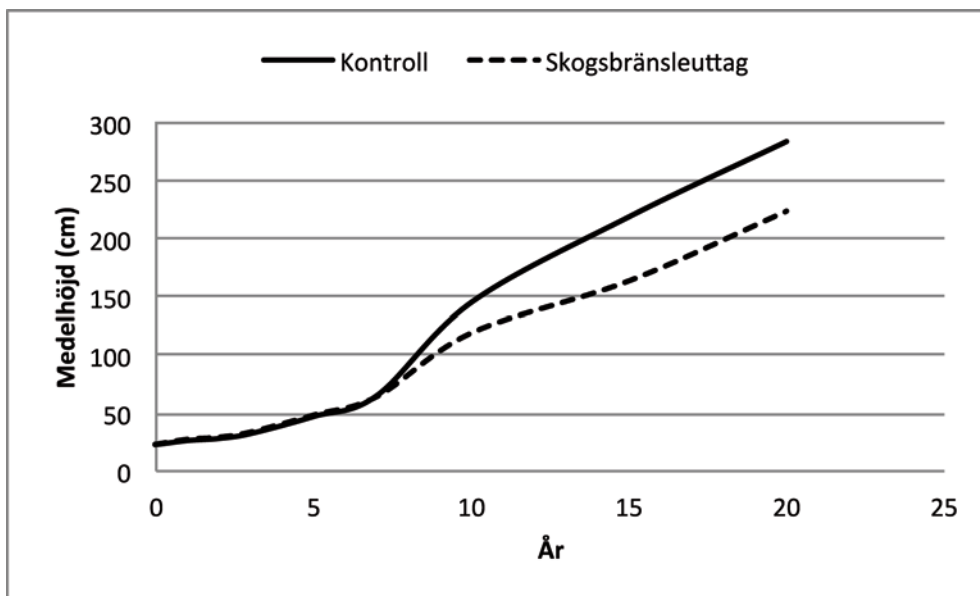
Wall (pers. komm.) presenterade, i samband med en konferens (2009), en studie där han använt sig av 58 publicerade studier från 227 olika försök från hela världen där uttag av grot och stamved jämförts med enbart uttag av stamved i såväl föryngringsavverkning som i gallring med avseende på markens produktionsförmåga. I dryga 80 % av studierna observerades ingen signifikant effekt på tillväxten, medan det i 13 % av fallen detekterades en minskad tillväxt och i 2 % av fallen en ökad tillväxt efter uttag av grot och stamved. Detta stämmer väl med erfarenheter från Sverige och Norden där tillväxteffekten oftast är negativ – men i många fall ej statistiskt säkerställda i enskilda experiment (figur 4.4). Thiffault m.fl. (2011) konstaterar i en litteraturgenomgång att det inte verkar finnas någon generell tillväxtreaktion efter skogsbränsleuttag och menar att detta eventuellt kan förklaras av mark och/eller trädslag.



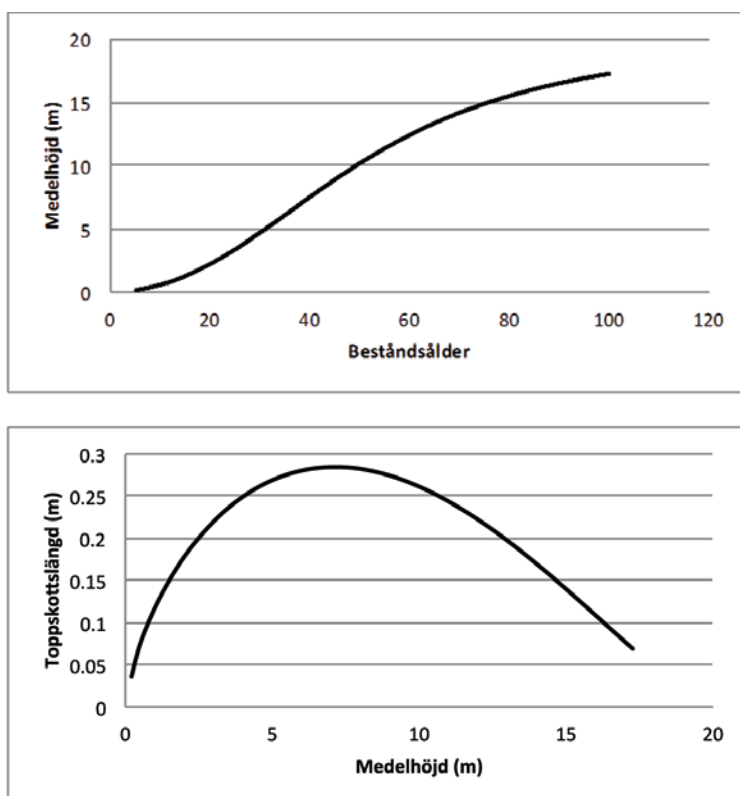
Figur 4.4 Relativ medelhöjd för granplantor (överst) respektive tallplantor (nederst) planterade efter skogsbränsleuttag i förhållande till plantor som planterats efter enbart uttag av stamveden (skogsbränsleuttag/kontroll). Data från svenska fältförsök.

En annan viktig fråga rör de negativa tillväxteffekternas varaktighet, vilka kan vara lite svåra att påvisa på grund av tillväxtrytmen hos våra skogsträd. Detta kan exemplifieras med höjdtillväxten för granar planterade efter skogsbränsleuttag på en lokal (Lövliden) i Västerbotten (figur 4.5).

Efter 20 år har medelhöjden för granarna ännu inte nått tre meters höjd. I figur 4.6 visas medelhöjdens förväntade utveckling för ett granbestånd på en mark med en bördighet motsvarande Lövliden (G20). Av figuren framgår att höjdtillväxten ökar med ökande medelhöjd fram till en medelhöjd av ca 7 meter för att därefter avta. Genom att bara följa medelhöjdens utveckling enligt figur 4.5 blir det därför svårt att särskilja vad som orsakats av det extra näringsuttaget med skogsbränslet och vad som beror på att träden efter en tid är av olika storlek.

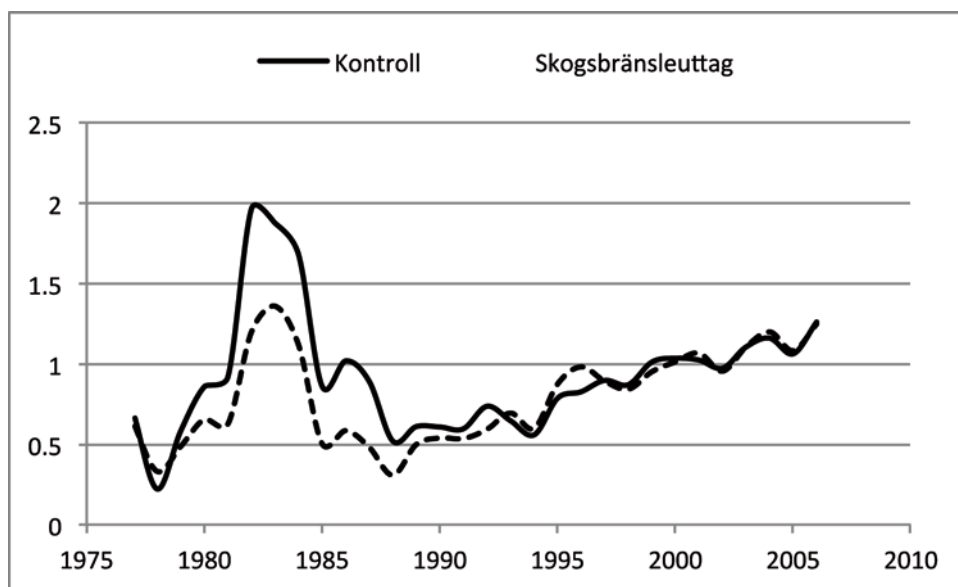


Figur 4.5. Medelhöjdens utveckling under de första 20 åren för granar planterade efter skogsbränsleuttag och granar planterade på kontrolltytor där enbart stamveden skördats och näringsrika avverkningsresterna lämnats kvar jämnt spridda. Lövliden, Västerbotten.



Figur 4.6 Den övre figuren visar medelhöjdens förväntade utveckling för granar på en mark med ståndortsindex G20 och den nedre visar förväntad toppkottslängd för en gran på samma mark vid given trädhöjd (Elfving 1982).

Problemet kan lösas genom att för varje träd beräkna en förväntad höjdtillväxt (H_{ber}) enligt funktionerna ovan och relatera denna till den observerade trädhöjden i försöket (H_{obs}) för de två behandlingarna (H_{obs}/H_{ber}). Detta har gjorts för fyrtio oskadade träd per behandling i försöket Lövliden (Egnell 2011, jfr figur 4.5). Resultatet visas i figur 4.7. Den viktiga informationen i figuren utgörs av det tidsintervall där granar på kontrolltytor vuxit bättre än granar på hyggen med skogsbränsleuttag. Det vill säga där kurvorna går isär. Här avslöjar sig ett tidsfönster mellan 1980 och 1990. Det rör sig alltså om en effektperiod på 10–15 år på en förhållandevis svag mark i Västerbotten. Det är rimligt att anta att effektperioden är kortare på marker med hög bördighet än på marker med låg bördighet.



Figur 4.7 Medelvärden för observerad höjdtillväxt dividerad med beräknad förväntad höjdtillväxt vid given trädstorlek och bonitet (G20) för granar planterade efter skogsbränsleuttag i jämförelse med granar planterade på kontrolltytor där enbart stamveden tagits ut och de näringsrika avverkningsresterna lämnats kvar jämnt spridda.

Resultat från den största försöksserien med skogsbränsleuttag i gallring har nyligen publicerats (Helmisaari m.fl. 2011). Försöksserien anlades inom ramen för Samnordisk Skogsforskning under åren 1983–1987 i samband med förstagallring av tall- och granbestånd på sexton olika lokaler i Sverige, Finland och Norge. Flera av försöken har sedan dess gallrats ytterligare en gång med upprepat skogsbränsleuttag. Flera av försöken har nu reviderats 10 år efter den andra gallringen. Resultaten visar att uttag av grot i gallring signifikant har minskat produktionen i det kvarvarande beståndet under båda 10-årsperioderna i granbestånden och under den andra 10-årsperioden på tallytorna. Tillväxtminskningen efter den andra gallringen var något större än de som uppmättes efter första gallringen. På flera av tallytorna har tillväxtminskningen varit uthållig och fortfarande mätbar under den sista 5-årsperioden 20–25 år efter gallring. Kompensationsgödsling för de näringsämnen som togs ut med grot komprimerade för den tillväxtminskning uttaget av

grot orsakade, medan en ren gödselgiva på 150 kg kväve gav en direkt tillväxtökning. Denna ökning var lika stor på kontrolltytor med grot kvar som på ytor med grotuttag, vilket bekräftar tidigare antaganden att det i första hand är bortförsl av kväve som orsakar tillväxtförlusten (Egnell m.fl. 1998, 2006).

4.3.2 Stubbar

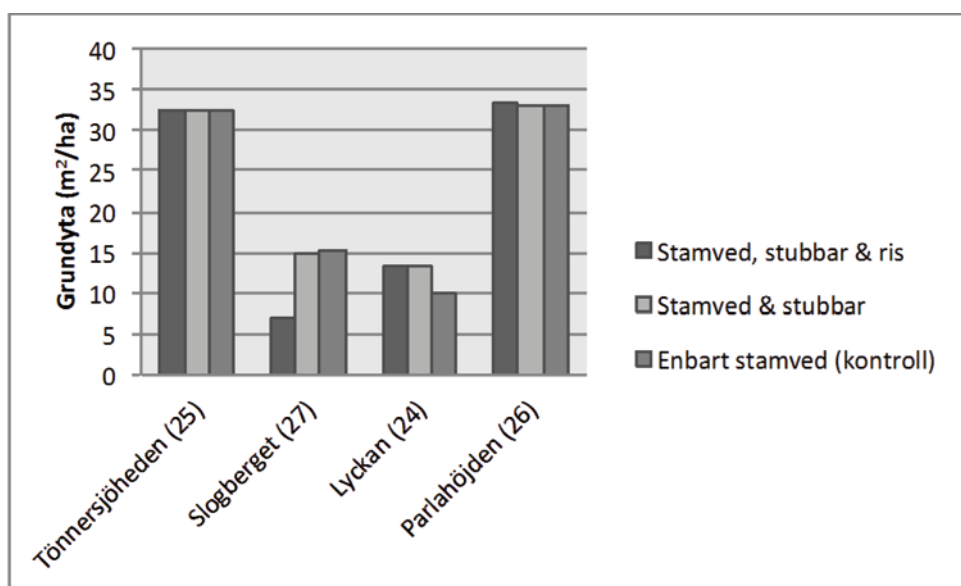
Det nyvaknade intresset för stubbar som energiresurs initierade en kunskapssammansättning rörande uttag av stubbar (Egnell m.fl. 2007). Med befintlig litteratur och ett antal långsiktiga försök som underlag görs där följande bedömning rörande effekten av uttag av stubbar på skogsproduktionen:

”Bedömningen blir att stubbskörd inte kommer att påverka skogsproduktionen på kort sikt. På längre sikt saknas underlag för en säker bedömning, men sett till stubbvedens låga innehåll av viktiga näringsämnen, och framförallt då kväve, finns ingen anledning att vänta sig några negativa produktionseffekter. Avgörande här är hur stor andel av de näringsrikare finrötterna som följer med skörden. Därutöver har stubbskörd potential att motverka rotröta vilket resulterar i ökad tillväxt.”

Bedömningen till trots rådde det osäkerhet om stubbarnas näringsinnehåll och därmed potentiella effekt på skogsproduktionen. Endast en finsk studie fanns tillgänglig som visade på förhållandevis höga näringshalter i stubbar då uttagen omfattar klenare rötter (ner till rötter med en diameter på 2 cm). Ytterligare en studie har gjorts sedan dess (Hellsten m.fl. 2009b). Studien visar att stubben och de grövre rötterna (> 4 cm) har näringshalter som ligger kring de som uppmätts för stamved, med de största näringshalterna i barken. Näringshalten ökar med minskad rot diameter och närmar sig halter som uppmätts i grenar – men fortfarande långt från de halter som återfinns i barr. Bland de tre trädslag som ingick i studien (tall, gran och björk) var björkstubbar de mest näringsrika. Dessutom fanns en syd-nord gradient med näringsrikare stubbar i söder. Om de klenare rötterna (< 4 cm) i huvudsak lämnas kvar närmar sig näringsförlusten vid uttag av stubbar den vid uttag av stamved per skördad biomassaenhet, medan näringsförlusten vid uttag av grot respektive klana hela träd blir väsentligt högre. Här bör man emellertid komma ihåg att uttag av stubbar i många fall av praktiska skäl kräver att även uttag av grot görs. I ett sådant fall medför ett uttag av stubbar att ytterligare näring lämnar hygget där uttag av grot skett. Men vidgar man produktionsfrågan till att gälla den totala skogsproduktionen inom skogsinnehavet eller landskapet kan tillgången på stubbiomassa på biobränslemarknaden bli positiv. Detta genom att tillgången på stubbar på marknaden har potential att minska trycket på annan mer näringstät biomassa, såsom grot och klana stammar, med potentiellt större negativ effekt på skogsproduktionen. Ett sådant resonemang förutsätter emellertid att marknaden inte växer sig större än att delar av den tillgängliga potentialen inte behövs för att mätta den. Med tillgänglig potential menas då den potential som är ekonomiskt tillgänglig efter tekniska, ekonomiska, ekologiska och sociala restriktioner.

Inom ramen för Energimyndighetens finansiering av långsiktiga försök har en del av insatserna omprioriterats mot äldre försök med stubbuttag. Bearbetning av nya data från dessa försök pågår för närvarande. Preliminära resultat visas i figur 4.8 och inget i figuren talar för att enbart stubbuttag påverkar produktionen negativt. Däremot har ristakten bidragit till minskad produktion på lokalen Parlahöjden. På den svaga tallokalen Lyckan pekar resultatet snarare i motsatt riktning – nämligen att uttaget av stubbar skulle gynna den tidiga tillväxten i nästa skogsgeneration. Detta återstår emellertid att visa.

Lars Kardell (2010) har redovisat produktionsresultat från grot- och stubbskördade ytor från sin egen försöksserie med 11 försökslokaler spridda över landet. Även om produktionen minskat på någon av lokalerna är den samlade bilden att produktionen inte har påverkats. Detta trots att även näringsrik grot har skördats. Kardell har till skillnad mot flera andra även räknat med den naturliga förnyringen i produktionsresultatet.



Figur 4.8. Grundytan för bestånd planterade efter enbart stamveds-uttag, uttag av stamved och stubbar, respektive uttag av stamved, stubbar och grot, 24–27 år efter plantering med granplantor (Tönnersjöheden och Slogberg) eller tallplantor (Lyckan och Parlahöjden).

Tidigare har det pekats på stubbuttagens potentiellt positiva effekt mot rottröta orsakade av rotticka och honungsskivlingar. En litteratursammanställning visar att stubbuttag i samband med slutavverkning i de flesta fall leder till, (i) reducerade rottröteangrepp i nästa skogsgeneration, (ii) förbättrad plantetablering och (iii) ökad skogsproduktion (Vasaitis m.fl. 2008). Sammanställningen visar vidare att det är viktigt att alla och så stor del som möjligt av de infekterade stubbarna tas ut för att få effekt. Då många stubbar normalt lämnas vid stubbuttag bör instruktionen i samband med uttag av rottröteinfekterade hyggen anpassas för att få full

effekt på rottrötan. För att minska spridningen av rottröta bör också rekommendationen att ta ut alla rottröteinfekterade stubbar vid all uttag av stubbar övervägas. Då de flesta studierna härrör från Nordamerika och Storbritannien undersöks detta också i ett par försök med uttag av stubbar i rottröteinfekterade granbestånd i Sverige. Preliminära resultat från dessa visar på signifikant lägre rottrötefrekvens i nästa skogsgeneration efter stubbuttag.

Det har också spekulerats i om uttag av stubbar har potential att minska skador på skogsplantor orsakade av snytbagge och svart bastborre, då dessa fortplantar sig under barken på stubbarna/rötterna. I ett av projekten inom Bränsleprogrammet har detta undersökts genom att mäta in snytbaggpopulationen och snytbaggeskadorna på stubbskördade och icke stubbskördade hyggen. De preliminära resultaten visar att antalet snytbaggar inte minskar efter stubbuttag på det färskaste hygget – men att antalet kläckta snytbaggar i nästa generation minskar. Populationsminskningen i den andra generationen var emellertid inte tillräckligt stor för att minska snytbaggeskadorna på planterade skogsplantor.

Ytterligare en aspekt på stubbuttagens effekt på skogsproduktionen är av mer praktisk och logistisk natur. Det har tidigare visats att plantornas tillväxt påverkas negativt då näringsrik grot tas ut och rekommendationen har varit att komma igång med föryngringsarbetet så fort som möjligt för att kompensera för detta – något som uttaget av grot, framförallt på bördiga granmarker där avverkningsrester har utgjort ett hinder, medger (Egnell m.fl. 2006). Men med uttag av stubbar tillkommer ytterligare två operationer med dagens skördesystem, nämligen stubbuttaget och terrängtransporten av stubbarna ut till väg. Eventuellt också efter att stubbarna lagrats en tid på hygget så att regnet kommer åt att skölja bort en del av den kvalitetsnedsättande mineraljorden som finns kvar på stubbarna. Detta måste ske innan föryngringsåtgärderna kan sättas in (ev. kompletterande markberedning, plantering, sådd eller naturlig föryngring). Alla dessa operationer, som också påverkas av väderleken, kräver noggrann planering och kan leda till försening av föryngringsarbetet. Ur skogsproduktionssynpunkt är det önskvärt att tiden mellan avverkning och aktiva föryngringsåtgärder hålls så kort som möjligt.

4.3.3 Markkompaktering

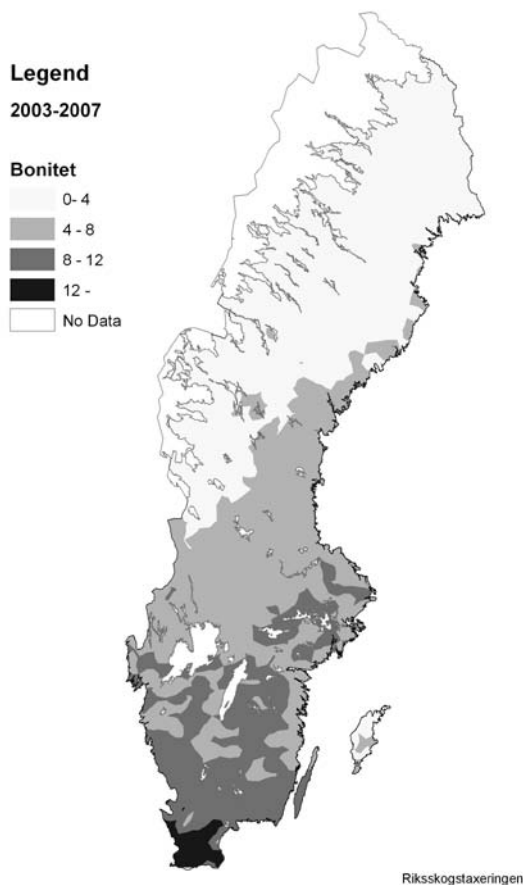
Uttag av stubbar innebär också att risken för synliga körskador och markkompaktering ökar ytterligare i jämförelse med enbart uttag av grot eftersom stubbar och rötter i sig, då de finns på plats, ökar bärigheten, samtidigt som uttaget av stubbar innebär ytterligare körning. Markkompaktering har tidigare lyfts fram som ett tänkbart skogsproduktionsproblem främst med hänvisning till erfarenheter från jordbruket. Eliasson & Wästerlund (2007) undersökte nyttan av ett ristäckes på spårbildning och markkompaktering vid överfarter med en upp till 37 ton tung skotare på fuktig finjordsrik mark. Man fann att spårdjupet ökade med ökat antal överfarter oberoende av ristjockleken. Däremot reducerades markkompakteringen ner till 30 cm djup av ristäckets. Markkompakteringen efter fem överfarter på ett 20 cm tjockt ristäckes var fortfarande lägre än efter en överfart utan ris.

Effekten av markkompaktering på nästa skogsgenerations tillväxt har studerats inom det tidigare nämnda ”North American Long-Term Soil Productivity Program” (LTSP). De samlade 5-årsresultaten från samtliga 42 lokaler i försöks-serien pekar snarare på att såväl plantöverlevnad som tillväxt har stimulerats av markkompaktering (Fleming m.fl. 2006), med de tydligaste effekterna från de mer sydligt belägna lokalerna. Det gick inte heller att påvisa att effekten varierade med jordtexturen. Även här finns det anledning att avvakta 10-årsresultaten samt att särskilja resultaten från de mer nordliga lokalerna i försöks-serien, som mest liknar våra svenska förhållanden, från de mer sydliga i USA där till exempel vattentillgången i större utsträckning än i Sverige kan vara begränsande för tillväxt.

4.3.4 Aska

Frågan om askåterföringens effekt på skogsproduktionen har varit aktuell ända sedan den första miljöanalysen rörande skogsbränsle och askåterföring genomfördes (Egnell m.fl. 1998). Tidigare var argumentet för askåterföring främst att upprätthålla skogsmarkens produktionsförmåga på sikt. Huvudargumentet idag är främst att upprätthålla markens pH och basmättnad för att garantera god kvalitet på det vatten som rör sig från skogsmarken ut i omgivande vattensystem och grundvatten. Men då aska har förmåga att påverka skogsproduktionen i olika riktningar är det viktigt att bringa klarhet i på vilka marker det finns risk för skogsproduktionsnedsättningar vid askåterföring. Ett problem vid tolkningen av askstudier är att askornas kemiska innehåll och egenskaper kan variera stort beroende på bränsle, förbränningsteknik och hur askan behandlats innan den sprids i skogen (härdad eller ohärdad, siktad eller osiktad etc.). Till detta kommer sedan askgivans storlek.

Inom ramen för Värmeforsks program, Miljöriktig användning av aska, har man i ett pilotprojekt sökt svaret på denna fråga genom att samla in data från försök i Norden. I materialet ingår också, liksom i många tidigare analyser, ett flertal kalkningsförsök. Pilotstudien stärker tidigare studier som indikerar att aska eller kalk kan leda till minskad tillväxt på mark med låg bonitet, oförändrad tillväxt på medelboniteter och ökad tillväxt på goda boniteter över effektperioder på 5–23 år (Sikström m.fl. 2009a). Tidigare har produktionseffekterna visats ha samband med kol-kväveknoten i markens humusskikt. I denna pilotstudie var sambandet med markens bonitet (ståndortsindex) starkare än sambandet med markens kol-kväveknot, vilket ur praktisk synvinkel skulle vara en fördel då uppgifter om markens bonitet, till skillnad mot markens kol-kväveknot, oftast finns i skogsägarnas beståndsregister. En oförsiktig tolkning av det analyserade materialet indikerar att brytpunkten kring vilken man kan förvänta sig en begränsad produktionseffekt ligger vid en bonitet på 6–8 m³sk/ha och år (T24–T28, G22–G26), medan produktionsminskningar kan väntas för lägre boniteter och produktionshöjningar för högre boniteter (jmf figur 4.9).



Figur 4.9. Bonitetskarta som visar skogsmarkens bördighet över landet i fyra bonitetsklasser (m³sk per ha och år). Baserad på Riksskogstaxeringen, SLU.

Pilotprojektet går nu vidare med ett projekt finansierat av Sam nordisk skogsforskning (SNS) där kompletterande och nya data samlas in. Förhoppningen är att detta material tillsammans med det redan insamlade ska bidra till att bättre förstå på vilka marker askåterföring kan leda till positiva tillväxteffekter, och därmed ett positivt ekonomiskt resultat på både kort och lång sikt. Kunskapen kan sedan användas för mer ståndortsanpassade rekommendationer rörande askåterföring. Projektet löper till årets slut 2011.

I en surveystudie (Thelin 2006) undersöktes tillväxteffekter efter askåterföring (ofta i kombination med dolomitkalk) i 10 bokbestånd i Skåne och 23 granbestånd i SV Sverige. Bokbestånden reagerade inte tillväxtmässigt på behandlingen medan granbeståndens produktion, mätt som grundytetillväxt för enskilda borrhade provträd, hade ökat avsevärt. Den förbättrade fosforstatusen (baserad på barranalyser) angavs som den troligaste förklaringen till den ökade tillväxten. Studiens värde har emellertid diskuterats på grund av osäkerheter vid urval av kontrollbestånden (gallringshistorik ingick inte som urvalskriterium) och att tillväxtjämförelserna baseras på årsringsbredder på relativt få subjektivt valda provträd och inte på hela beståndet.

4.3.5 Ökad produktion

När industrins restprodukter, grot, klena stammar och stubbar nyttjats så mycket som är möjligt utifrån tekniska och miljömässiga restriktioner behöver andra lösningar diskuteras, om det finns intresse av ännu mer biobränsle. Det kan då handla om biomassa från jordbruket, import, att mer av stamveden går direkt till energiindustrin, eller att skogsproduktionen i landet ökas ytterligare. Flera projekt inom programmet har varit inriktade mot ökad produktion av biomassa från skogen. Projekten rör allt från snabbväxande träslag på åkermark och behovsanpassad gödsling av granskog till modifieringar av befintliga skogsskötselsystem för att öka biomassaproduktionen i ungskogen. Flera av dessa studier fokuserar i detta skede i första hand på att nivålägga produktionspotentialen och identifiera risker. På sikt, om de börjar tillämpas, behövs även utveckling av teknik och logistik som gör produktionen ekonomisk hållbar. Delar av detta görs parallellt inom det av Skogforsk administrerade forskningsprogrammet ”Effektivare skogsbränslesystem” (ESS), som finansieras av Energimyndigheten och näringen gemensamt.

Med hjälp av befintliga data från äldre röjningsförsök har man i ett projekt visat att skaderisken för kvarvarande stammar inte ökat avsevärt då röjning utförts senare, vid högre medelhöjd (Thomas Ulvcróna muntliga uppgifter). Som komplement till detta har gallringsröjningar utförts på ett 20-tal tallokaler som sedan följts under 3–6 år. Inte heller i dessa uppvisas anmärkningsvärda skador i de kvarvarande tallbestånden. Ett tröskelvärde för brösthöjdsdiametern för minskad skaderisk ligger kring 80 mm (Thomas Ulvcróna manuskript). Detta är viktig information då skaderisken har varit ett av argumenten mot att vänta med röjningen. Ett annat tungt argument är ekonomin då det är dyrare att röja då stammarna är större. Här kommer skogsbränslet in som en möjlighet att till skillnad från tidigare kunna ge ett täckningsbidrag redan vid röjningen samtidigt som biomassaproduktionen kan hållas på en högre nivå redan tidigt under omloppstiden. Studier i ”eftersatta röjningar” visar att biomassaproduktionen i oröjda bestånd ligger 30–60 % högre än på röjda kontrolltytor. Detta samtidigt som medeldiametern för de grövsta stammarna inte skilde sig åt, vilket indikerar att det finns förutsättningar att nå samma målbestånd även utan tidig röjning. Målet med studierna är att utforma skötselstrategier för hög tidig biomassaproduktion, vilket kan vara ett vägval då skogsbränsle ingår som ett tredje sortiment. Innan resultaten från dessa studier publicerats bör de emellertid tolkas försiktigt och en förutsättning för framgång med ett sådant skogsskötselkoncept är att bättre teknik för effektivt uttag av klena stammar utvecklas.

Ej utnyttjad åkermark utgör en potential för skogsproduktion som kan vara en fördel att nyttja, med tanke på markernas i skogliga sammanhang höga produktionspotential. I ett projekt inom programmet, lett av Lennart Eriksson vid SLU, studerades förutsättningarna för produktion av energiråvara på sådan mark. Problem som identifierats är de förhållandevis höga anläggningskostnaderna som gärna uppstår vid beskogning av outnyttjad åkermark, på grund av högt betetryck och gräskonkurrens, vilket ofta kräver såväl stängsling och plantskydd som ogräsbekämpning. Detta samtidigt som det inte finns intäkter från en tidigare avverkning att ta till. I de fall täta uppslag har uppstått – antingen genom aktiva åtgärder

eller genom gynnsamma förutsättningar i kombination med naturlig föryngring – ger skogsbränsleuttag emellertid en möjlighet att få kostnadstäckning för tidig röjning/gallring, något som ofta är nödvändigt för att åstadkomma ett värdefullt slutbestånd. Andra problem är kopplade till EU:s jordbrukspolitik där det kan finnas ekonomiska incitament att inte omföra jordbruksmark till skogsmark eller problem att gå tillbaka från skogsmark till åkermark igen.

I äldre försök med hybridasp testas några alternativa strategier att utnyttja rotskotten som uppstår efter uttag i en andra generation med avseende på produktion, ekonomi och näringsuttag. I en strategi skördas hela rotskottsbeståndet som ett energisortiment redan efter 4 år utan någon åtgärd emellan, medan två andra strategier med omloppstider på 8 respektive 16 år innefattar röjningsmoment. Försöken har just färdigställts genom avverkning av den första generationen hybridasp och resultat kommer inom de kommande 2–14 åren.

Okunskap om olika trädslags produktionsförmåga över landet har även initierat ett långsiktigt projekt med syftet att jämföra produktionsförmågan hos några trädslag, nämligen hybridasp (*Populus tremula* x *P. tremuloides*), poppel (*Populus trichocarpa* m.fl.), vartbjörk (*Betula pendula*), gran (*Picea abies*) och lärk (*Larix kaempferi* x *L. decidua*, samt *L. sibirica*). Deras produktionsförmåga jämförs på för skogsträd förhållandevis bördig jordbruksmark på fem lokaler från Skåne i söder till Västerbotten i norr. På samtliga lokaler jämförs trädslagets produktionsförmåga även med *Salix* (*Salix schwerinii* x *S. viminalis*).

Intensivodling

Intensivodling har blivit synonymt med att söka maximera skogstillväxten i ungskog (gran) genom att tillföra näring i förhållande till trädens behov baserat på barranalyser. Under senare tid har istället begreppet behovsanpassad gödsling (BAG) börjat användas för att närmre beskriva vad det är fråga om. Detta kan ha sitt berättigande då behovsanpassad gödsling, till skillnad mot gödsling med standardgivor, har förutsättningar att minimera negativa effekter på grund- och ytvatten i form av till exempel nitrattutlakning, samtidigt som tillväxtökningen per kg tillfört kväve blir så hög som möjligt. Detta genom att näring tillförs just i förhållande till trädens behov.

En miljöanalys rörande BAG har genomförts (Nordin m.fl. 2009a), vilken bildat delunderlag till regeringsuppdraget att utreda möjligheter till intensivodling av skog på marker med låga naturvärden som regeringen gav SLU under 2008. Uppdraget omfattades av den skogspolitiska propositionen ”En skogspolitik i takt med tiden”. SLU erhöll direktiven i juli 2008 och redovisade resultaten den 15 september 2009 i den så kallade MINT-utredningen (Larsson m.fl. 2009).

Miljöanalysen rörande BAG visar att det finns stor potential att producera mer biomassa (binda mer kol) med denna metod. Om samhället önskar öka produktionen så finns det två olika metoder att lösa detta. Antingen ökas gödslingsintensiteten, enligt dagens gödslingspraxis, över en stor del av skogsmarken eller också koncentreras gödslingsverksamheten till mindre delar av skogsmarken med

en BAG-princip – båda med sina produktionsnyttor som ska vägas mot miljökostnaderna och praktiska problem. I båda fallen efterlyses bättre kunskap om miljöeffekter på landskapsnivå snarare än på beståndsnivå som underlag för beslut. Ytterligare ett viktigt beslutsunderlag till detta utgörs naturligtvis av ekonomin i de olika strategierna.

Bakom MINT-utredningen (Larsson m.fl. 2009), med ett vidare mandat än miljöanalysen rörande BAG, nämligen att utreda möjligheter till intensivodling av skog på marker med låga naturvärden, finns en delrapport med inriktning mot skogsskötsel för ökad skogsproduktion (Fahlvik m.fl. 2009). Delrapporten inriktade sig på, (i) att sammanställa kunskaper om produktionshöjande skötselmetoder för intensivodling av skog på nedlagd jordbruksmark och skogsmark med låga naturvärden, (ii) att analysera produktionspotentialen för dessa skogsskötselmetoder och (iii) att analysera den ekonomiska lönsamheten av skötselmetoderna på beståndsnivå.

Beräkningen av skötselmetodernas produktionspotential baserades på provytor från riksskogstaxeringen (2002–2006) och jämfördes med referensscenariot i de senaste nationella avverkningsberäkningarna SKA-VB 2008 (Skogsstyrelsen 2008c). Vid beräkningarna antogs att 15 % av skogsmarksarealen och ytterligare 400 000 ha jordbruksmark tas i anspråk för intensivodling. Fyra scenarier analyserades och den ekonomiska lönsamheten beräknades genom att ta fram nuvärden för skötselmetoderna med tre olika kalkylräntor (2, 2,5 och 3 %).

Några produktionsinriktade slutsatser från rapporten var att:

- Den största produktionspotentialen finns att hämta i ungskogsgödsling av gran (BAG), klonskogsbruk med gran och odling av contortatall. Detta jämfört med bland annat fastmarksgödsling av medelålders och äldre tall- och granskog, odling av lärk och sitkagran, dikesresning och askgödsling av torvmarker samt odling av *Salix*, hybridasp och gran på nedlagd jordbruksmark.
- Fastmarksgödsling och odling av contortatall är beprövade skötselmetoder varför de kan implementeras snabbt medan övriga metoder först kräver mer eller mindre omfattande FoU-insatser trots att inget idag talar för att dessa metoder skulle innebära väsentligt högre risker än dagens skogsbruk.
- Intensivodlade råvaror lämpar sig för såväl traditionell skogsindustri som för energiindustrin.
- Intensivodling på 15 % av skogsmarksarealen kan öka virkesproduktionen under en hundraårsperiod med ca 90 %, men att det är först efter ca 40–60 år som påtagliga produktionsökningar kan realiseras.
- Odling av hybridasp och gran på nedlagd åkermark (400 000 ha) ger ett inte obetydligt bidrag till totalproduktionen i Sverige.
- Ekonomin för contortaodling och plantering med grankloner var mycket god, medan ekonomin för BAG var mer tveksam.

4.4 Kunskapsluckor

I den föregående syntesen (Egnell m.fl. 2006) skrevs följande angående kunskapsluckor: ” Flera de kunskapsluckor rörande effekter på skogsproduktion som identifierades i MKB:n finns fortfarande kvar. Inte minst rörande aska där produktionseffekter av aska på svaga boniteter och i samband med sådd och naturlig förnyring lyftes fram, liksom effekten av aska på förekomst av rotröta. Många av de övriga frågorna som identifierades kan sannolikt belysas av forskningsansatser där en stor del av de data som genererats i olika långsiktiga försök analyseras samtidigt. Någon sådan ansats har inte gjorts inom Energimyndighetens program. Tiden med forskning efter MKB:n är sannolikt för kort för att besvara frågor rörande framförallt långsiktiga effekter av skogsbränsleuttag och askåterföring. För att fylla de kunskapsluckorna krävs fortsatta studier främst i långliggande försök”.

Då endast tre år förlöpt sedan föregående syntes har inte några stora förflyttningar av kunskapsläget gjorts. Flera av kunskapsluckorna är dessutom av långsiktig karaktär vilket i skogliga sammanhang omfattar decennier snarare än enstaka år. Återföring av aska är, med undantag för tillförsel till skog på torvmarker i produktionshöjande syfte, dessutom en relativt ny företeelse. Därför är det empiriska underlaget förhållandevis begränsat vad gäller kontrollerade långsiktiga försök. Här tillkommer olika askors skilda egenskaper som ytterligare en komplikation. Långsiktiga försök med uttag av grot och stubbar samt askåterföring kan bidra till att:

- mer generell kunskap tas fram som underlag för rekommendationer (detta förutsätter emellertid att analyser av stora material kommer till stånd),
- mer långsiktiga frågeställningar ges ett empiriskt underbyggt svar där annars modeller blir det enda verktyget,
- data som underlag för kalibrering av modeller genereras,
- man i framtiden snabbare kan besvara nya frågor.

Ett exempel på det senare är att biobränslemarknadens snabba tillväxt i Sverige har medfört att intresset ökat för ytterligare ett tänkbart skogsbränslesortiment från skogen – nämligen stubbar. Detta har rest en mängd frågor och en kunskaps-sammanställning rörande stubbuttagens miljöeffekter har tagits fram inom ramen för Energimyndighetens forskningsprogram. Det faktum att det fanns tillgång till långsiktiga försök och data från dessa var betydelsefullt i det arbetet och nu används dessa i flera projekt för att fylla kunskapsluckor rörande uttag av stubbar.

Ett framtida forskningsprogram bör när det gäller skogsproduktion inrikta sig på att slutgiltigt fastställa tillväxteffekternas storlek efter ett eller flera skogsbränsleuttag i slutavverkning och gallring (gallringsröjning) samt efter askåterföring på olika marker. Inriktningen bör vara att utnyttja stora datamaterial framför analyser av enskilda försök eller försöksserier, vilket har förutsättning att ge mer generaliserbara svar. En annan viktig fråga som behöver belysas är tillväxteffekternas varaktighet på olika marker vilket utgör underlag för framtida produktionsprognoser, kolbalanser och LCA-analyser.

Om, och i så fall hur, askkompensation kan kombineras med kvävekompensation är en viktig fråga för att upprätthålla skogsproduktionen efter skogsbränsleuttag – framförallt i norra Sverige.

Markskador och markkompaktering i samband med uttag av grot och stubbar är ur miljösynpunkt mer kritisk för andra frågor än skogsproduktion – men det är viktigt att inte glömma frågan helt. Den kan vara relevant om verksamheten på grund av högt marknadstryck eller dåliga rutiner letar sig ut på finjordsrika och fuktiga marker.

I övrigt styrs mängden skogsbränsle, som når marknaden, till stor del lönsamheten, vilket i sin tur styrs av teknik- och logistikutvecklingen för att skära kostnader i leveranskedjan från skog till panna och i olika skogsskötselsystem. Skogsskötselsystem som kombinerar skogsbränsleuttag med andra åtgärder som utgör en kostnad i skogsbruket såsom röjning (uttag av skogsbränsle i gallringsröjningar) och markberedning i samband med stubbuttag kan vara kostnadsbesparande vägar att gå. I slutändan kan det med skogsbränslesortimentet finnas skäl att se över hela skogsskötselsystemet liksom teknik och logistik vid skörd, transporter och skogsvård.

Tröskelvärden för skördeintensitet och produktionsintensitet avseende långsiktigheten och kvalitén på skogens övriga ekosystemtjänster är också avgörande för skogsproduktionen på sikt (se övriga avsnitt). Okunskap kring detta kan leda till ifrågasättande av såväl dagens skörde- och produktionsintensitet som ett framtida skogsbruk med en högre intensitet. Genom att ta produktionsforskningen steget bortom kubikmeter och terawattimmar, mot termer av miljökostnad per producerad biomassa- eller energienhet, säkerställs viktigt beslutsunderlag för att prioritera skörde- och produktionsmetoder som ger mest produktion till lägst miljökostnad. De inom MISTRA-programmet Future Forests nybildade produktionsparkerna (Strömsjölidén och ASA) har potential att i framtiden ge god kunskap om ”miljökostnader” för ökad produktion på landskapsnivån. En förutsättning för detta är att resurser för att utföra viktiga baslinjemätningar kommer till stånd innan det mer intensiva skogsbruket kommer igång på allvar inom parkerna. Parkerna ska i det sammanhanget ses som forskningsinfrastruktur för hela forskningssamhället och inte knyts för hårt till den förvaltande myndigheten SLU.

Skogsproduktionsorienterade kunskapsluckor rörande BAG som lyftes fram i miljöanalysen (Nordin m.fl. 2009b) var metoder för jämn spridning av gödselmedel; effekter av gödselmedlets sammansättning (NH_4^+ i förhållande till NO_3^-); hur kvävegödsling ska utföras för att maximera nyttan och minimera de negativa effekterna.

För en framtida högre skogsproduktion behövs vidare bättre kunskap om tillväxten hos olika snabbväxande trädslag vid olika skötselstrategier, samt en spridning av den samlade skogsproduktionskunskapen ut till praktisk verksamhet så att kunskapen börjar tillämpas av skogsägarna.

Då tillväxtpotentialen efter askgödsling på dikad torvmark är hög samtidigt som arealen lämplig dikad skogsmark är förhållandevis god finns det skäl att jobba vidare med den frågan (Hånell 2004). Kan askgödsling på dikade torvmarker också på ett bra sätt kombineras med goda effekter på ytvatten är det en bonus.

5 Mark och vatten – övergödning, försurning och miljögifter

Bengt Olsson & Cecilia Akselsson

5.1 Inledning

Flöden av grundämnen i skogsmark och vidare till ytvatten påverkas av olika typer av mänsklig aktivitet. Luftföroreningar i form av svavel och kväve bidrar till försurning och övergödning av mark och vatten, och surt nedfall kan även påverka rörligheten av miljögifter, t.ex. kvicksilver. Skogsbruk påverkar näringsomsättningen i marken dels genom att näringsämnen förs bort från systemet i och med att biomassa tas ut, dels genom omrörning och förändring av flödesvägar vid exempelvis avverkning, markberedning, stubbuttag och markkompaktering orsakad av skogsmaskiner. Bortförselein av näring kan vara negativ ur närings- och försurningssynpunkt men kan innebära kvävelättnad i områden med hög belastning av kväve. Ett skogsbruk som inkluderar näringstillförsel kan innebära kompensation för förlusten av viktiga näringsämnen, men kan också påverka kväveutlakningen initialt. Vissa produkter för näringskompensation kan innehålla miljögifter som därmed också tillförs systemet.

Ett ökat uttag av biomassa i form av grot och stubbar innebär att bortförselein av näringsämnen (kväve, fosfor samt baskationerna kalcium, magnesium och kalium) blir avsevärt större än om enbart stammar skördas. Näringskompensation kan komma att öka i omfattning för att motverka dessa förluster. De ökade aktiviteter i skogsbruket som detta innebär leder till ökad risk för körskadorna i skogen, vilket kan påverka utlakningen av näringsämnen och miljögifter. Även störningen som uttagen av stubbar innebär kan påverka utlakningen. Stubbuttagen kan även öka risken för körskadorna, i och med att markens bärighet blir sämre när rötterna förs bort. Behovsanpassad gödsling är en åtgärd med syftet att öka produktionen utan att utarma marken på näringsämnen. Risken för förhöjd kväveutlakning av denna åtgärd är störst i samband med gödslingen och vid kalavverkning. Hur stora effekterna av olika skogsbruksåtgärder blir beror i stor utsträckning på hur och när åtgärderna utförs.

Klimatförändringen kommer att ha en direkt påverkan på näringsomsättningen i marken, dels genom effekter av temperatur och fuktighet på till exempel nedbrytning och upptag, dels genom effekter av störningar, t.ex. stormskador, orsakade av ett förändrat klimat. Det är viktigt att beakta detta vid bedömning av miljöeffekter av ett intensifierat skogsbruk.

I detta kapitel beskrivs effekter på mark och vatten av ett mer intensivt skogsbruk för ökat uttag av skogsbränslen. Effekterna är uppdelade på övergödning, försurning och näringstillgång samt miljögifter. Inledningsvis ges en kort beskrivning av processer i skogsekosystemet som kopplar till övergödning, försurning och

näringstillgång samt miljögifter. I kapitlet 5.2 beskrivs dagens tillstånd i relation till skogsbruket och i kapitel 5.3 om kunskapsläget beskrivs ny forskning i förhållande till MKB 98 och Syntes 2006 (Egnell m.fl. 1998, Egnell m.fl. 2006), med tyngdvikt på forskning inom Energimyndighetens Bränsleprogram.

5.1.1 Skogens roll för övergödningen

Skogen har i grunden en motverkande effekt på övergödning av ytvatten, eftersom skogen tar upp den absoluta merparten av fritt oorganiskt kväve och fosfor, även under de senaste decenniernas kraftigt förhöjda kvävedeposition. En betydande mängd kväve läcker, men detta sker genom naturlig utlakning av organiskt kväve (Löfgren & Westling 2002). Den del av kväveutlakningen som kan härledas till skogsbruket sker i dagsläget huvudsakligen efter avverkning, då upptaget av kväve minskar kraftigt samtidigt som förhållandena i marken gynnar nitrifiering av ammoniumkväve till lättroligt nitratkväve. Hydrologin förändras även till mer ytavrinning på grund av förhöjd grundvattennivå. En successiv kväveupplagring i marken genom deposition eller gödsling kan förväntas leda till ökad kvävemeneralisering, nitratbildning och kväveutlakning efter avverkning (Akselsson m.fl. 2004). En långsiktig upplagring av kväve i marken ökar även risken för utlakning i växande skog, och i mätningar av kvävehalter i markvatten visar att det är betydligt vanligare med förhöjda halter i de högst kvävebelastade områdena i sydvästra Sverige än i övriga delar av landet (Akselsson m.fl. 2010).

Skogsbruket kan påverka övergödningen i båda riktningarna. Uttag av näringsrik grot i områden som utsatts för hög kvävedeposition under lång tid kan innebära en kvävelättnad som motverkar risken för förhöjd kväveutlakning. Vid uttag av stubbar kan dock bortförelsen av organiskt material med hög kol/kväve-kvot innebära förhöjd utlakning. Näringskompensation av baskatjoner och fosfor, exempelvis i form av askåterföring, innebär en initial pH-höjning som kan leda till förhöjd kväveutlakning. Även kvävegödsling kan öka utlakningen, framför allt vid gödslingstillfället samt vid slutavverkning. Effekter av kväve på markorganismer, till exempel mykorrhiza, kan påverka risken för kväveutlakning. Kvävegödsling kan även påverka markvegetationens sammansättning. Utformningen av slutavverkningen samt hanteringen av grot, stubbar och aska kan styra topparna i kväveutlakning under hyggesfasen. Skärmställningar kan minska kväveläckaget i samband med slutavverkning avsevärt (Akselsson m.fl. 2007b).

Förhöjt pH och ökad näringsutlakning förändrar även livsmiljön för akvatiska organismer nedströms avverkningar. En ökad näringstillförsel gynnar tillväxten av alger, mossor och högre vegetation där ljusstillgången är stor. Bevarande av kantzoner med träd längs vattendrag kan motverka sådana effekter (Ring m.fl. 2008).

5.1.2 Skogens roll för försurning och näringstillgång

Upplagring av organiskt material i skogsmarken har medfört en långsam naturlig försurning sedan senaste istiden. Den kraftiga försurningen av skogsmark sedan mitten av 1900-talet beror främst på försurande luftföroreningar, men även

ökad skogsproduktion har bidragit till den ökade försurningen. Då träd växer tas näringsämnen upp, främst i form av positiva joner (ammonium-, kalcium-, magnesium- och kaliumjoner). I samband med detta avges vätejoner. Tillskottet av vätejoner innebär att marken försuras. I en skog där inget skogsbruk bedrivs återförs baskatjoner till marken när trädet dör och bryts ner. Om biomassa förs bort blir däremot försurningen i marken permanent. Detta leder på sikt till lägre basmättnad och surare avrinningsvatten. Tillgången på näringsämnen i form av fosfor och baskatjonerna kalcium, magnesium och kalium blir lägre. I områden som tidigare försurats kraftigt av luftföroreningar kan biomassauttaget innebära att återhämtningen motverkas.

Kvävets roll i försurningen är komplex. Starkt förenklat kan dock sägas att endast den del av kvävenedfallet som läcker ut från marken i form av oorganiskt kväve är försurande. Detta innebär att skogens kväveupptag motverkar försurningen, men om skogsmarkens förmåga att ta upp tillgängligt kväve överskrids kommer överskottskvävet att vara försurande. Därmed kan skogsbruket både innebära ökad och minskad försurning, i enlighet med diskussionen i 5.1.1 om skogsbrukets effekt på kväveutlakningen.

Det finns starka kopplingar mellan försurning av skogsmark och effekter på den akvatiska miljön. Försurningen började uppmärksammas som ett miljöproblem i regional skala i början på 1970-talet, främst genom att fisk och andra organismer helt eller delvis dog ut i många sjöar på grund av känslighet för ökande halter av oorganiskt aluminium, lågt pH och förlust av alkalinitet. På motsvarande sätt är det effekterna på den akvatiska miljön som idag är i fokus för målsättningen att underlätta och påskynda återhämtningen från försurning. En viktig skillnad mellan situationen under 1970–80-talet och idag är den kraftigt minskade sva-veldepositionen. Höga sulfatflöden från luftföroreningar via terrestra ekosystem till vattendrag, innebar transport av en mobil anjon som medförde stora flöden av baskatjoner, vätejoner och oorganiskt aluminium, beroende på marktillståndet. Även om den biologiska försurningen som skapas av ökade biomassauttag medför en betydande försurningsbelastning, innebär dagens minskade sulfatflöden också minskad transport av baskatjoner, vätejoner och aluminium till vattendrag.

5.1.3 Skogens roll för spridning och förekomst av miljögifter

Tungmetaller, organiska miljögifter och radioaktivt cesium är tre huvudklasser av miljögifter vars spridning, omlagring och transport kan påverkas av skogsbruket. I de flesta fall utgör ett kontinuerligt atmosfäriskt nedfall den huvudsakliga vägen för hur dessa ämnen tillförs skogsekosystem, med undantag för radioaktivt cesium där det är fråga om en enda episod 1986. Skogsbrukets påverkan på miljögifters förekomst i skogsekosystem kan ske främst i samband med näringskompensation och skogsavverkningar, men de måste bedömas i relation till det atmosfäriska nedfallet och andra källor. Pågående klimatförändringar kan därtill troligen förändra miljögifters spridningsmönster och förekomst genom förändrade depositions- mönster och markfuktighet. Askåterföring till skogsmark, baserad på rena skogsbränslen (bark, spån, skogsflis) innebär ingen nettotillförsel till skogsmarken, givet att den inte är kontaminerad. Skogsavverkningar kan generellt påverka

miljögifters förekomst och rörlighet genom störning och kompaktering av marken, samt genom förändring av vattenflöden. Mer specifikt kan skogsbränsleuttag och askåterföring påverka tillgänglighet och rörlighet av miljögifter på flera sätt:

- I den mån skogsbränsleuttag och askåterföring innebär ökad omfattning av markstörning och kompaktering skapas fler miljöer som gynnar omvandling av kvicksilver till det giftiga metylkvicksilvret.
- Genom kontaminering kan askor skapas som innehåller relativt högre halter av miljögifter än som motsvaras av den skördade biomassan. Detta gäller främst tungmetaller och organiska miljögifter. Kontaminering kan ske under transport eller genom inblandning av orena trädbränslen, förbränning och lagring av skogsbränsle och askor.
- Återföring av en aska som indirekt genom sin pH-effekt förändrar mobiliteten av gifter i mark och vatten.
- Spridning av askor som är kontaminerade med radioaktivt cesium kan innebära en lokal anrikning av cesium.

Miljögifter förekommer oftast i större mängder i marken än i biomassan, och skogsbränsleuttag kan innebära en viss avlastning av dessa ämnen från skogsekosystem.

5.1.4 Kantzonens betydelse för skydd av vattenmiljöer i skogslandskapet

Vattendragens miljö i skogslandskapet påverkas i stor utsträckning av kantzonen, d.v.s. den terrestra zonen närmast vattendraget. Lämnas marken i kantzonen intakt, eventuellt även med vegetationen kvar, minimeras skogsbruksåtgärdernas störningar på vattendraget (Nyberg 2001, Ring m.fl. 2008). Störningarna kan vara av fysikalisk, kemisk och biologisk karaktär.

Fysikaliska miljöförändringar innebär ändrad temperatur, ljusinstrålning och hydrologi. En bevuxen kantzon skyddar de mindre vattendragen mot ökad vattentemperatur och instrålning. Ett ökat vattenflöde efter skogsavverkning kan leda till lägre vattentemperaturer, p.g.a. att ökade volymer grundvatten lämnar området istället för att transpireras av vegetationen. Vegetation i kantzonen kan också minska utströmningen av partiklar till vattendraget, inklusive ämnen som är bundna till partiklarna. Tillförseln av dött organiskt material från kantzons vegetation och mark till bäcken är en viktig komponent i den akvatiska livsmiljön. Även vegetationens karaktär (t.ex. löv eller barr) kan spela in på sammansättningen av faunan i bäcken. För att behålla kantzonen orörd och vattendragets morfologi intakt ska inte bäcken korsas eller köras sönder av skogsmaskiner.

Vatten som passerar kantzonen förändras kemiskt, t.ex. kan ämnen som transporteras med grundvattnet fällas ut, omvandlas eller bindas i kantzonen som då fungerar som ett filter. Oorganiskt kväve kan tas upp av vegetationen till viss del och nitrat kan omvandlas till kvävgas eller lustgas genom denitrifikation, vilket medför minskat kväveläckage till vattendraget. En intakt kantzon kan ackumulera järn och aluminiumföreningar och sannolikt även fosfor bunden till aluminium.

Genom att skydda kantzonen vid avverkningar, bevaras fysikaliska och kemiska betingelser vilket medför att även risken för biologiska förändringar minskas.

5.2 Dagens tillstånd

5.2.1 Övergödning av mark och vatten

Problemen med övergödningen av akvatiska ekosystem är ett globalt fenomen som i Sverige är mest uttalad för havsmiljön, både för Östersjön och för kustvattnen på västkusten, även om det finns sötvattensmiljöer som också är övergödda. Särskilt övergödningen av Östersjön har fått stor uppmärksamhet under de senaste åren, främst genom episoder med kraftiga algbloomningar, och alternativa eller komplementära hypoteser om orsaken till algbloomningarna har framförts (Bernes 2005, Casini 2006, Naturvårdsverket 2006). Motåtgärderna har främst inriktats på att reducera kväve- och fosforutsläpp från diffusa och punktvisa källor, t.ex. från jordbruket och reningsverken som ofta saknar kvävereducerande steg. Åtgärderna har varit kostsamma och har inte kunnat råda bot på problemet.

En tredjedel av den totala inhemska nettobelastningen av kväve till Sveriges kuster under 1985 – 2004 kom från skogsmark, inklusive hyggen (Naturvårdsverket 2008a, 2008b). Ungefär hälften av landets yta är skogsmark, och huvuddelen av kväveflödena från skogsmark är mycket låga räknat per hektar och representerar naturligt låga bakgrundsflöden från växande skog. Skogsbrukets inverkan på övergödningen är oftast begränsad till utlakningen av oorganiskt kväve efter avverkning. Om man bara ser till de antropogena bidragen utgör skogsbrukets del 2 % (Naturvårdsverket 2008a), d.v.s. av den andel av de totala kväveflöden som vi rimligen kan påverka utgör skogsbruket en liten del. Å andra sidan ger miljö kvalitetsmålet Ingen övergödning knappast något utrymme för att tillåta en ökning av näringstransporten från skog till hav. Det finns också skillnader vid jämförelser mellan olika regioner och havsområden, t.ex. bidrar skogsbruket (hyggen) till 10 % av den antropogena kvävebelastningen till Bottenhavet och Bottenviken (Naturvårdsverket 2008a).

Övergödning av skogsekosystem genom antropogent förhöjt nedfall av kväve, med förändring av markvegetations sammansättning som följd, har på senare år fått ökad uppmärksamhet i Sverige och övriga Europa. Kvävegödslingsförsök i norra Sverige, där bakgrundsdepositionen är låg, har visat att markvegetationen förändras även vid mycket låga doser av kväve (Nordin m.fl. 2005). Detta innebär att atmosfärisk deposition av kväve har påverkat vegetationen i stora delar av Sverige, särskilt i normalt näringsfattiga miljöer. Lågdosförsöken i norra Sverige har bidragit till att den kritiska belastningen för kväve med avseende på vegetationseffekter har sänkts generellt från intervallet 10–20 till intervallet 5–10 kg per hektar och år (United Nations 2007). Detta innebär att den kritiska belastningen överskrider i södra Sverige.

5.2.2 Försurning av mark och vatten

Naturliga ekosystem i Sverige domineras av skogsmark, sjöar och vattendrag som i många fall är naturligt sura. Jordar med låg vittringshastighet och en upplagring av organiskt material i marken har medfört en långsam naturlig försurning sedan senaste istiden. I mitten av 1900-talet skedde en kraftig ökning av försurningen framför allt till följd av nedfall av försurande luftföroreningar. Försurande nedfall

orsakas av utsläpp till luft av svavel- och kväveföreningar, främst från förbränningsprocesser samt av ammoniakavgång från jordbrukssektorn. I Europa minskade utsläppen av försurande ämnen kraftigt under 1990-talet, främst vad gäller svavel. Under de senaste tio åren har nedfallet av svavel minskat med mer än 50 % medan nedfallet av kväve i stort sett är oförändrat i Sverige.

Även om det försurande nedfallet minskat kraftigt är mark och sjöar fortfarande påtagligt försurade i delar av Sverige, framför allt i sydväst (tabell 5.1). Återhämtningen från försurning är en långsam process som kommer att fortgå under lång tid efter att emissionerna nått en acceptabel nivå. För en snabb återhämtning hade krävts att de motverkande processerna, d.v.s. baskatjondeposition och vittring, kraftigt överstigit de försurande processerna, d.v.s. den kvarvarande försurande depositionen och försurningen kopplad till skogen och skogsbruket. Så är inte fallet och utrymmet för återhämtning är därför litet. Återhämtningen för sjöar har gått snabbare. Antalet försurade sjöar i landet har minskat kraftigt, från 10 % 1990 till 3 % 2005 (gäller sjöar över 4 ha). Den snabbare initiala återhämtningen av ytvatten beror på att utlakningen av vätejoner och oorganiskt aluminium minskat till följd av minskat flöde av anjoner till starka syror. Modellberäkningar visar dock att återhämtningen av sjöar går snabbast i den initiala fasen, men att den fortsatta återhämtningen är mycket långsam och kommer att fortgå under lång tid, precis som återhämtningen av markekosystemen (Sverdrup m.fl. 2005).

Tabell 5.1. Tillståndet för pH, basmättnad och utbytbar aluminium i B-horisonten i skogsmark under 1993 – 2002 baserat på Ståndortskarteringen (Naturvårdsverket 2007).

| | Sydvästra Sverige | Östra och mellersta Sverige | Norra Sverige |
|---|-------------------|-----------------------------|---------------|
| pH | 4,7 | 4,8 | 4,9 |
| Effektiv basmättnadsgrad (%) | 10,3 | 17,8 | 19,9 |
| Al ³⁺ + (mmol/kg TS) | 6,8 | 5,5 | 4,7 |
| Andel försurade sjöar (ej kalkade) > 4 ha (%) | 11,3 | 2,0 | 1,0 |

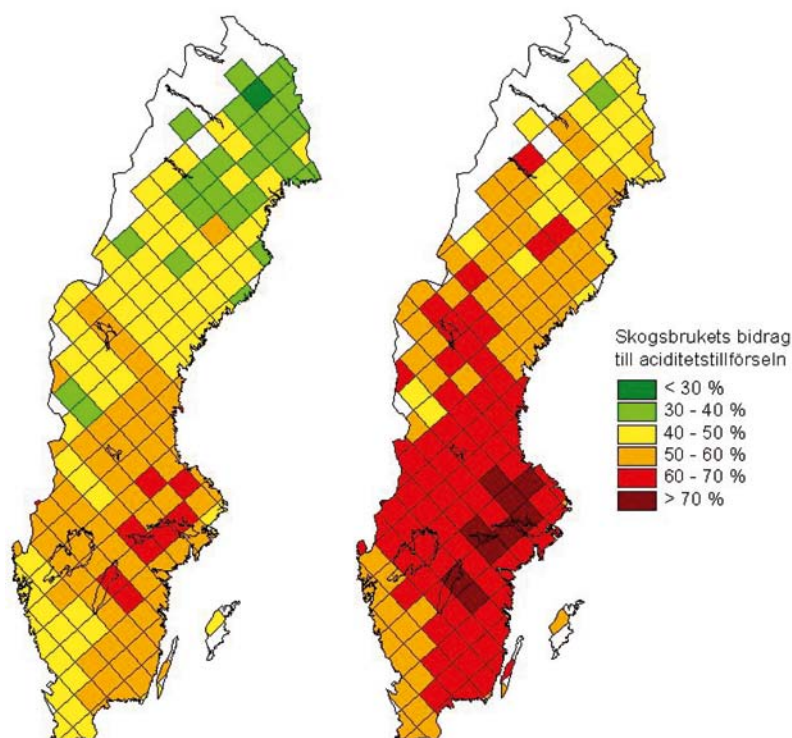
Prognosen på utsläpp av svavel och kväve indikerar ytterligare minskningar fram till och efter 2010, vilket talar för fortsatt återhämtning, om än i långsam takt. Det finns dock faktorer som ytterligare kan bromsa återhämtningen. I takt med att nedfallet minskat och efterfrågan av biobränsle ökat får skogsbrukets bidrag större betydelse. En grov beräkning av skogsbrukets bidrag till försurningen kan göras genom att jämföra aciditetstillskottet som kommer av nettoupptaget av baskatjoner (d.v.s. baskatjonerna i den biomassa som bortförs vid uttag av biobränsle) med aciditetstillskottet från det försurande nedfallet (svavel och kväve; figur 5.1). Beräkningarna är starkt förenklade med avseende på kvävedynamiken. Eftersom i nuläget enbart den lilla del av kvävenedfallet som inte tas upp av skogsekosystemet verkar försurande, så tas bara denna del med vid beräkningen av aciditetstillskottet från nedfallet. Om skogens retentionsförmåga uppnås och kväve börjar läcka kan det kväve som deponerats börja verka försurande, vilket kommer att påverka återhämtningen negativt.

Naturvårdsverkets anger i sin senaste redovisning av miljö kvalitetsmålen (Naturvårdsverket 2011) att återhämtningen mot försurning av skogsmarken inte har utvecklats i önskvärd riktning. Den senaste markinventeringen, som dock inte var fullt utvärderad, kunde inte bekräfta att en återhämtning av försurade marker har inletts för någon del av landet, och i sydvästra Sverige noterades en fortsatt ökad försurningsnivå. För att nå försurningsmålet måste därför både försurande deposition och skogsbrukets försurningspåverkan minska.

5.2.3 Miljögifter

I miljö kvalitetsmålet Giftfri miljö uttalas att miljön skall vara fri från ämnen och metaller som skapats i eller utvunnits av samhället och som kan hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden. Miljömålsrådet bedömer idag (Naturvårdsverket 2011) att målet är mycket svårt eller inte möjligt att nå till år 2020 även om fler åtgärder sätts in. Kemikalieinspektionen är ansvarig myndighet för miljö kvalitetsmålet, och fokus ligger på samhällets användning och spridning av kemikalier. Skogen och skogsbruket spelar här en underordnad roll för miljö målet i sin helhet. I den andra underlagsrapporten för fördjupad utvärdering av miljö kvalitetsmålet Giftfri miljö berörs tillståndet i skogen eller i relation till skogen enbart för tungmetaller: "Kvikksilverhalten i fisk i svenska sjöar är generellt förhöjda. Halterna i nära nog all fisk i svenska vatten överskrider det inom EU:s ramdirektiv för vatten föreslagna gränsvärdet. Däggdjur och fåglar som lever av fisk löper särskild risk att skadas", samt: "Halterna av kvikksilver och bly i skogsmark i södra Sverige är i nivå med eller högre än de nivåer där effekter kan befaras på markorganismer som lever i det översta jordskiktet, mår-lagret. Kvikksilvret finns lagrat i betydande mängder i marken. Efterhand läcker kvikksilvret ut från markskikten till närliggande sjöar och vattendrag, där det kan tas upp av fisk och andra levande organismer." (Kemikalieinspektionen 2008). Tillståndet i skogsmarken kopplas med andra ord samman med tillståndet i akvatiska ekosystem.

Frågor rörande radioaktivt cesium i miljön hanteras inom miljö kvalitetsmålet Säker strålmiljö. I områden där deposition av radiocesium var hög har mängden Cs-137 minskat betydligt i renlav och i renkött sedan 1986. Åtgärder för att minska mängden i renkött har varit att tidigarelägga slakt och tillsätta cesiumbindande ämnen i fodret. Mängden radiocesium har också minskat i mejerimjolk och i Östersjön (Åhman 2005, Asp m.fl. 2007). Jämfört med andra ekosystem förekommer det dock fortfarande höga halter i skog, fjäll och sjöar. I områden som fick hög cesiumbelastning från Tjernobyl förekommer det regelbundet prover med halter över gränsvärdet för försäljning på 1500 Bq/kg i såväl ren, älg, rådjur, insjöfisk som svamp (Asp m.fl.2007). Hanteringen av skogsbränslen och vedaskor har en relativt stor betydelse för omlagring och transport av Cs-137 i drabbade områden, och därför finns sedan 2006 föreskrifter om hantering av askor som är kontaminerad med radiocesium, innebärande att dessa askor tas ur kretsloppet och deponeras (Asp m.fl. 2007). Strålsäkerhetsmyndigheten föreskrifter om hantering av kontaminerad aska 2008 (SSMFS 2008:16) innebär i sak ingen förändring från tidigare föreskrifter, 2005.



Figur 5.1. Skogsbrukets bidrag till aciditetstillförseln i granskog vid stamuttag (t.v.) och uttag av stam och grot (t.h.). Observera att det är det *relativa* bidraget som visas, vilket bland annat innebär lägre värden i sydväst än i sydost, på grund av högre nedfall i sydväst. Beräkningarna har gjorts genom att beräkna aciditetstillförsel via försurande deposition (svavel och kväve) med aciditetstillförseln via baskatjonförluster vid biomassauttag. Endast den lilla del av kvävenedfallet som läcker från markprofilen antas vara försurande i beräkningarna. Beräkningarna är starkt förenklade med avseende på kväve, då den potentiella försurningen av kvävenedfall som lagras upp i marken, samt skogsbrukets motverkande effekt på denna potentiella försurning via bortförsel av biomassa, inte är medräknade, och resultaten bör därför enbart användas för att ge ett mått på storleksordningar. Figurerna är uppdaterade och modifierade från Naturvårdsverket (2007).

5.3 Kunskapsläget

5.3.1 Inledning

Det nuvarande kunskapsläget beträffande effekter av ökat skogsbränsleuttag på försurning, övergödning och miljögifter baseras på resultat framtagna inom ramen för Energimyndighetens Bränsleprogram samt övrig relevant forskning i Sverige och världen. Miljökonsekvensbeskrivningen från 1998 (Egnell m.fl. 1998) har varit en viktig utgångspunkt för efterföljande arbete inom Bränsleprogrammet. De delar inom Bränsleprogrammet som slutfördes under förra programperioden redovisas i syntesen från Bränsleprogrammet från 2006 (Egnell m.fl. 2006). I sammanhanget bör också nämnas flera förtjänstfulla litteratursammanställningar om vedaskors effekter på miljön som har publicerats under senare år, till stor del baserat på forskningsresultat från nordeuropeiska länder (Aronsson & Ekelund 2004, Augusto m.fl. 2008, Pitman 2006) samt en litteratursammanställning om miljökonsekvenser av stubbuttag (Walsmley & Godbold 2010).

Bedömningen av effekterna av ökat skogsbränsleuttag på mark och ekosystem grundas på tre olika typer av underlag; experiment, näringsbalansberäkningar och dynamisk modellering. De tre angreppssätten har olika styrkor och svagheter, och genom att kombinera slutsatser från dem skapas ett så robust underlag som möjligt.

Näringsbalansberäkningarna utgör en bra grund för att bedöma uthålligheten i ett system baserat på om näringsämnen lagras upp eller förloras från marken, och i vilken takt detta sker. Beräkningarna görs i hög regional upplösning och utgör därmed en bra grund för att identifiera riskområden för försurning och övergödning. Metoden kan dock inte återspegla dynamiska förlopp och återkopplingar. Experiment visar på faktiska effekter på en specifik plats och utgör därför ett mycket viktigt underlag. Det är dock viktigt att komma ihåg att resultaten enbart gäller på den specifika platsen, och under de specifika förhållandena som rådde under experimenttiden. Uppskalningar till större områden och regioner måste därför göras med försiktighet. Näringsbalansberäkningar kan vara till hjälp vid uppskalningen. Dynamiska modeller konstrueras utifrån den förståelse vi har av hur verkligheten fungerar. I dynamiska modeller beskrivs processer och återkopplingar, och modellerna kan därefter köras med olika scenarier för klimat, deposition och skogsbruk, vilket kan ses som ett slags teoretiska experiment. Uppenbara fördelar med dynamiska modeller är att det är möjligt att studera långa tidsförlopp som inte är möjliga att testa experimentellt, samt att studera hur ett förändrat klimat påverkar ekosystemet, genom att det påverkar olika ekosystemprocesser.

Beskrivningen av kunskapsläget för försurning och övergödning utgår från näringsbalansberäkningarna, som visar grundförutsättningarna för effekterna av ett ökat skogsbränsleuttag. Därefter presenteras resultat från experiment och dynamisk modellering, för att fördjupa riskanalysen. För effekter på miljögifter finns enbart resultat från experimentella studier.

Ett ökat skogsbränsleuttag kan innefatta flera olika skogsbruksåtgärder (grotuttag, stubbuttag, kompensationsgödsling och behovsanpassad gödsling), och alla dessa kommer att redovisas. I tabell 5.2 ges en översikt över de olika skogsbruksåtgärderna och vilka typer av studier som finns för dessa.

Tabell 5.2. Översikt över vilka verktyg som använts för att studera effekten av olika skogsbruksåtgärder (kopplade till ökat skogsbränsleuttag) på övergödning, försurning och miljögifter.

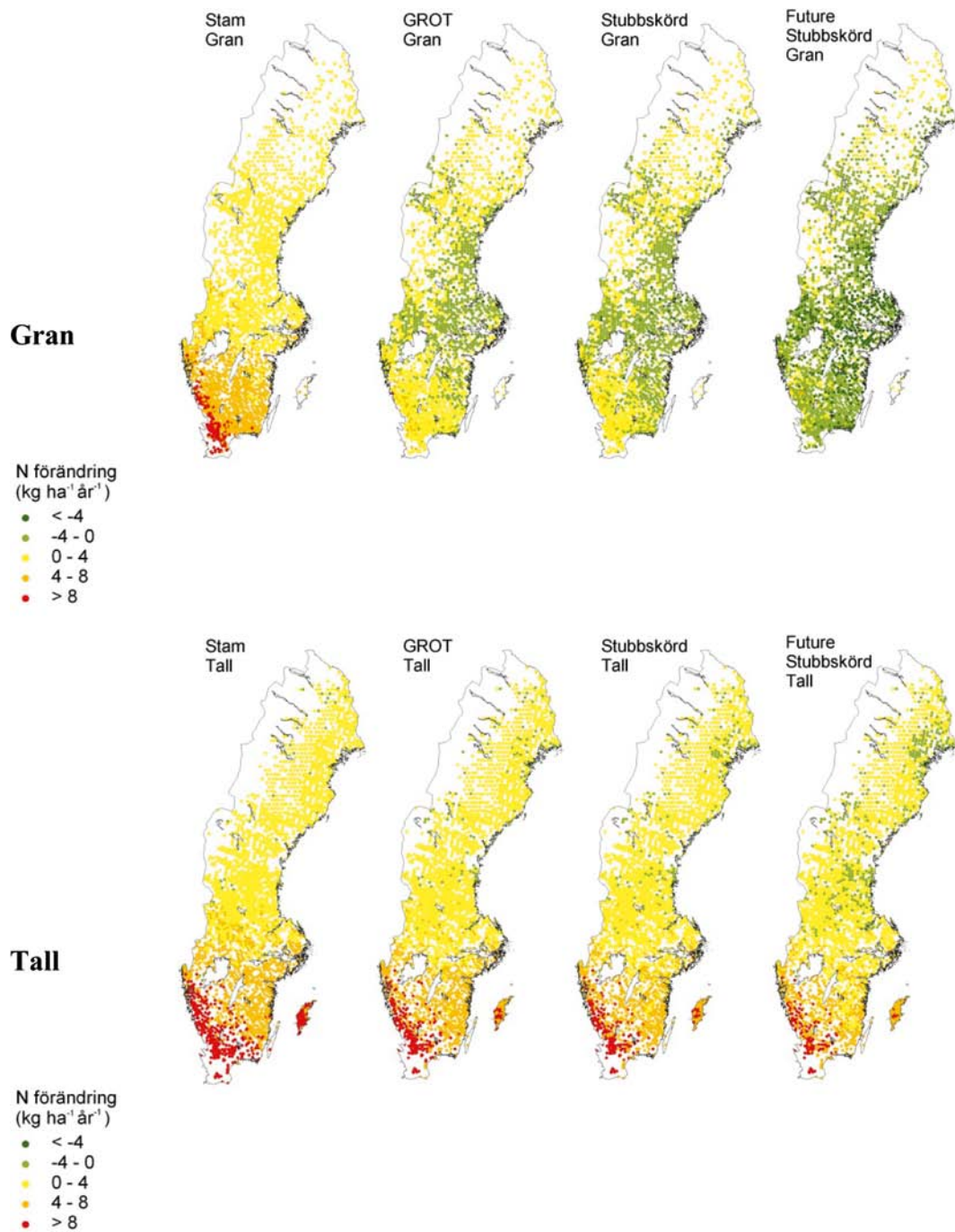
| | Grot | Grot+ stubbar | Kompensationsgödsling | Behovsanpassad gödsling |
|--------------------|--|-------------------------------|------------------------------|--------------------------------|
| Övergödning | Näringsbalanser Experiment Modellering | Näringsbalanser Experiment | Experiment Modellering | Experiment Modellering |
| Försurning | Näringsbalanser Experiment Modellering | Näringsbalanser Experiment | Experiment Modellering | |
| Miljögifter | Experiment | Experiment | Experiment | |

5.3.2 Effekter av skogsbränsleuttag och näringskompensation på övergödning av mark och vatten

Resultat från regionala näringsbalansberäkningar

I MKB-98 (Egnell m.fl. 1998) konstaterades att enskilda bestånd med olika brukningsintensitet har olika förutsättningar för att ta emot kväve utan att en oönskad upplagring eller utlakning sker. Massbalansmetodik på beståndsnivå, där tillförsel och bortförsel av kväve jämförs, lyftes fram som ett verktyg för att få ett teoretiskt mått på nettoupplagring, eller förlust, av kväve. Nilsson m.fl. (1998) använde massbalansberäkningar för att beräkna ackumuleringen av kväve i marken på 37 barrskogsytor i Sverige, baserat på deposition, stamuttag och utlakning. Ackumuleringen varierade mellan omkring 0 i de områden där kvävedepositionen var som lägst och omkring 20 kg per hektar och år i de områden där kvävedepositionen var som högst.

Efter MKB:n har ett stort arbete lagts ner på att bygga upp en nationell geografisk databas för samtliga poster i kvävebalansen, samt rutiner för att kunna göra massbalansberäkningar i hög geografisk upplösning för olika depositions- och skogsbruksscenarier (Akselsson & Westling 2005, Akselsson m.fl. 2008, Hellsten m.fl. 2009a, Hellsten m.fl. 2009b, Hellsten m.fl. 2010). I Hellsten m.fl. (2010) presenteras resultat från kvävebalansberäkningar (deposition + fixering – utlakning – skördeförluster) för ytor inom Riksinventeringen för skog (RIS). Ackumulering/nettoförluster beräknas med omloppstid som minsta tidsenhet, eftersom framför allt bortförslin av näringsämnen via skörd inte sker kontinuerligt, men resultatet brukar anges som medelförändring per år. Beräkningar har gjorts för fyra olika scenarier; enbart uttag av stam, uttag av stam och grot (60 %), uttag av stam, grot (60 %) och stubbar (60 %), samt ett ”framtidsscenario” där grot och stubbar tas ut i större utsträckning än i föregående scenario (80 %) (figur 5.2). Scenarierna baseras på scenarier i SKA-VB 08 (Skogsstyrelsen 2008c). Stor vikt har lagts på att försöka skapa så realistiska scenarier som möjligt, med hänsyn tagen till praktiska aspekter inom skogsbruket. Beräkningarna för stubbar har förbättrats i flera avseenden med hjälp av data från Sverige, Finland och Danmark i ett projekt inom Bränsleprogrammet (Hellsten m.fl. 2009b). Beräkningarna föregicks av en ingående känslighetsanalys (Hellsten m.fl. 2009a). Resultaten från massbalansberäkningarna för kväve på ytor inom RIS ingick i Zetterberg m.fl. (2008), där de utökades med scenarierberäkningar för kvävegödning, som ett underlag för en revision av Skogsstyrelsens rekommendationer för kvävegödning.



Figur 5.2. Näringsbudget för kväve (N) i gran- och tallbestånd vid olika biomassuttag (stam, stam+grot, stam+grot+stubbar samt ett framtidsscenario med högre uttagsintensitet och uttag av grot direkt efter avverkning (grönt grot)).

Beräkningarna visar att:

1. Det finns en stor geografisk variation i massbalansen för kväve, som huvudsakligen orsakas av variation i deposition.
2. Biomassauttag har relativt liten påverkan på kvävebalansen i tallskog.
3. Biomassauttag har stor påverkan i granskog, där stamuttag innebär upplagring i hela landet medan framtidsscenariot innebär kväveförluster i större delen av landet. Detta betyder att skogsbränsleuttag innebär en kvävelättnad i högt kvävebelastade områden men innebär ökad kvävebrist i områden med låg kvävebelastning.
4. Uttag av stubbar påverkar inte balansen i samma utsträckning som uttag av grot, men effekterna är ändå betydande.
5. Höga ståndortsindex innebär generellt avsevärt mindre ackumulering/större nettoförluster än låga ståndortsindex, speciellt i granskog.

Resultaten från massbalansberäkningar påverkas mycket av noggrannheten i enskilda poster i massbalansen. Hellsten m.fl. (2009a) visade att osäkerheten i näringshalter i barr är en stor källa till osäkerheten i resultaten. Osäkerheten får störst effekt under förhållanden där nettoackumuleringen är nära 0, eftersom resultatet kan få olika tecken beroende på vilken halt som användas. Detta visar att inte allt för långtgående slutsatser bör dras vid låg ackumulering eller låga nettoförluster av kväve. Osäkerheten i hur olika scenarier påverkar ackumuleringen är mindre än osäkerheten för de absoluta talen för ackumulering/nettoförluster. Hellsten m.fl. (2009a) undersökte också om grotuttag förändrar produktion och näringshalter i efterföljande bestånd i så hög grad att det ändrar massbalansberäkningarna, och fann att det empiriska underlaget till en sådan analys var för litet för att inkludera det i beräkningen.

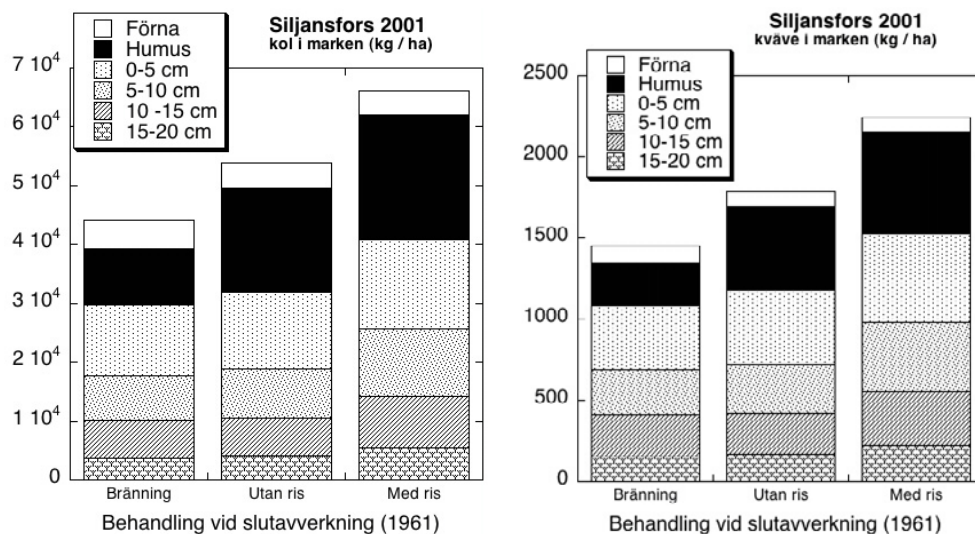
I Akselsson m.fl. (2008) har beräkningar av kväve och fosfor gjorts för 14550 barrskogsytor. De beräknade fosforförlusterna var som störst i södra Sverige där kväveackumuleringen är som störst, vilket ledde till slutsatsen att det kan finnas en risk för fosforbrist i områden med hög kvävestatus, om fosfor blir begränsande för tillväxt i stället för kväve, vilket skulle kunna orsaka ökad kväveutlakning. Studien visar att det är viktigt med ett samlat grepp över de olika näringsämnen för att kunna dra slutsatser om risker för kväveutlakning.

Resultat från experiment – effekter av grotuttag

MKB-98 (Egnell m.fl. 1998) konstaterade att många studier från boreala och tempererade skogar visar att exporten av näringsämnen från ståndorten ökar betydligt med helträdsuttag (grot + stam) jämfört med enbart stamuttag. Man bör därför förvänta sig att förr eller senare bör markens totala kväveförråd vara mindre efter grotuttag än efter stamuttag. Nordiska studier i långsiktiga fältförsök har dock inte visat någon entydig bild av effekterna av grotuttag på det totala kväveförrådet i marken. En metaanalys baserad på 26 studier från hela världen visade att enbart

stamuttag leder till en ökning av kol- och kväveförrådet i översta markskiktet (A-horisonten) jämfört med tillståndet före avverkning, i synnerhet för barrskogar, medan helträdsuttag snarare tenderar att minska förrådet (Johnson & Curtis 2001). Inga signifikanta effekter av slutavverkning och skördeintensitet urskiljdes dock för hela markprofilen. En slutsats som kan dras från studien är att i genomsnitt leder grotuttag till minskade kväveförråd i markens översta organiska skikt, men inte i markprofilen som helhet. I metaanalysen ingick data från en svensk studie (Olsson m.fl. 1996). I en senare översikt av 14 experimentella studier i tempererade och boreala områden har Thiffault m.fl. (2011) dragit liknande slutsatser, men ingen studie observerade mer långsiktiga effekter än 23 år. Senare studier i de svenska försöken har visat att tidigare uppkomna effekter av grotuttag på humusskiktets C/N-kvot (\approx inverterad kvävehalt) har försvunnit efter ca 25 år (Brandtberg & Olsson manus). Liknande resultat presenterades av Thiffault m.fl. (2006) i en studie från Quebec, Kanada. De fann ingen signifikant effekt på kvävehalter i den organiska horisonten eller mineraljorden (B-horisonten) 15–20 år efter helträdsuttag jämfört med stamuttag. Studien omfattade tre fältförsök med barrträden *Picea mariana*, *Pinus banksiana* och *Abies balsamea*.

Resultat från två äldre svenska försök indikerar att mer långsiktiga (> 30 år) effekter av grotuttag på markens kol- och kväveförråd inte kan uteslutas. Inom ramen för Energimyndighetens stöd till långsiktiga försök har två gamla fältförsök i Dalarna undersökts; Venjan och Siljansfors (rapporterat i Lundmark 2004). Venjan (etablerat 1964) är ett experiment med upprepad ristäkt vid gallring (1964, 1974, 1994) med tre olika nivåer för skördeuttag. Man fann här ingen effekt på markens kol- eller kväveförråd, men kvävehalten i förnaskiktet var lägre där grot tagits ut jämfört med behandlingen där dubbel ris mängd lämnats kvar. Siljansforsförsöket skapades 1961 för att studera effekten av bränning och ristäkt på plantetableringen, där normala mängder ris kvarlämnats i kontrolltytor. Undersökningarna påvisade mindre mängder kol och kväve efter bränning eller ristäkt, där effekten av bränning reducerade markens organiska substans mer än ristäkt (figur 5.3). De markerade effekterna av grotuttag på markens kväveförråd i Siljansforsförsöket avviker från de flesta andra studier, inte minst med tanke på att 40 år förflutit sedan starten, men orsaken till detta är inte klarlagd. Skillnaderna i förråd mellan behandlingar är större än vad som enkelt skulle kunna förklaras med mängden i bortförd grot.



Figur 5.3. Markens kol- respektive kväveförråd (kg/ha) i Siljansfors (västra Dalarna), 40 år efter slutavverkning med riståkt eller bränning.

Mängden oorganiskt kväve i marken, d.v.s. nitrat- och ammoniumkväve, är mycket liten jämfört med det totala kväveförrådet som är bundet i organisk form. Denna mängd bestäms av det dynamiska förhållandet mellan kväve mineraliseringen och upptaget i växter och mikroorganismer ("immobilisering"). I växande skog med stort behov av kväve omsätts oorganiskt kväve snabbt, och de momentana halterna är i regel mycket låga. Ofta är nitralternerna inte detekterbara. Efter avverkning där växternas upptag upphör ökar halten av oorganiskt kväve i marken, och risken för kväveutlakning ökar. Hyggesvegetationens etablering och det nya beståndets tillväxt bestämmer därför i stor utsträckning varaktigheten i den förhöjda utlakningen efter avverkning. Grenar och toppar som lämnas kvar på hygget kan påverka kväveomsättningen på olika sätt. Kvarlämnat ris kan bidra till både mineralisering och immobilisering av kväve (d.v.s. mikrobiell fastläggning av kväve), där dynamiken beror på en blandning av både snabb mineralisering från kväverika (barr) såväl som kvävefattiga (ved) substrat, som initialt ofta immobiliserar kväve. Kvarlämnat ris kan också påverka vegetationsutvecklingen samt påverka mikroklimatet och därigenom mineraliseringen av kväve i underliggande markskikt. Detta komplexa förhållande gör att utfallet av experimentella jämförelser mellan grotuttag och stamuttag på kväveflöden under hyggesfasen bestäms av mängden grot som lämnas kvar, näringshalterna i barr och kvistar, på vilket sätt som avverkningsrester sprids på hygget och hur grot tas ut. Mekanisk störning och omrörning av marken genom hjulspår, markberedning eller uttag av stubbar bidrar ytterligare till att förändra förutsättningarna för kol- och kväve mineralisering. Gundersen m.fl. (2006) konstaterar i enlighet med ovanstående resonemang att det finns studier som visar på ökad såväl som minskad nitratutlakning efter grotuttag jämfört med enbart stamuttag. De drar slutsatsen att effekten beror på platsspecifika egenskaper, och att effekten är liten jämfört med den totala utlakningen efter avverkningen, samt jämfört med andra poster i kvävebalansen.

I de äldre svenska försöken med grotuttag spreds hyggesrester jämnt fördelade, alternativt skördades i full utsträckning. Detta motsvarar inte förhållandena i dagens praktiska skogsbruk, där grotuttag sällan överstiger 80 % av potentialen. På hyggen där grot inte tas ut lämnas grenar och toppar kvar i strängar och mindre högar beroende på avverkningstekniken. Det bränsleanpassade hygget innebär å andra sidan att grot drivs samman i stora högar innan de körs ut till en vålta. Dessa högar kan påverka kväveflöden på hygget om de tillåts ligga kvar under en längre tid. Variationer i försöksbetingelser av detta slag är troligen en starkt bidragande orsak till att det inte framkommer någon tydlig generell effekt av grotuttag på nitrathalter. Enligt den tidigare kunskapsyttesen (Egnell m.fl. 2006) där resultat från olika svenska försök ställdes samman fanns inte heller något entydigt samband mellan nitrathalter och ståndortsindex. Flera enskilda studier har dock visat att grotuttag kan reducera kväveutlakningen efter avverkning. Staaf & Olsson (1994) visade att grotuttag resulterade i lägre halter av ammonium och nitrat i markvattnet än efter enbart stamuttag, men också att halterna i markvattnet var högre i störda markfläckar efter uttag av stubbar. Ring m.fl. (2001) fann ett positivt samband mellan kvarlämnat ris och förhöjda nitrathalter i markvattnet, men också mellan nitrathalt i mineraljorden och tidigare gödslingsdos i ett avverkat gödslingsförsök i Värmland (Mangskog). Westling m.fl. (2004) jämförde effekten av grotuttag på en lokal i Halland (Tönnersjöheden) med en lokal i Småland (Asa). På den halländska lokalen fanns en tendens till en initialt högre nitrathalt i ytor med grotuttag jämfört med ytor med ris, men successivt ökade nitralthalterna i ytor med ris. På den småländska lokalen fanns en tendens att kvävehalterna i markvattnet var högst där riset lämnats kvar. I Newfoundland, Kanada jämförde Titus m.fl. (1998) effekten av helträdsuttag och stamuttag för björk (*Betula papyrifera*). Kväveutlakningen i helträdsavverkade och stamskördade ytor under mätperioden var 4 respektive 9 kg/ha.

Högbom m.fl. (2008) har undersökt effekten av varierande mängd och varaktighet av hyggesrester på markvattenkemin i två försök i södra Sverige (Asa, Småland), respektive Mellansverige (Turbo, Uppland), under hyggesfasen på relativt bördig mark med gran. Syftet var att undersöka kvävehalter och flöden i marken utan ris, respektive med 1, 2 eller 4 gånger normal rismängd för att kunna beskriva kväveflöden på hyggen i praktisk verksamhet, där ris ligger mer eller mindre aggregerat. En högsta dos på 8 gånger normalmängd efterliknade situationen under grothögar på bränsleanpassade hyggen. De preliminära resultaten visade att halter av ammonium i markvatten på 50 cm djup var med få undantag mycket låga i Turbo (<0,01 µg N/L) och generellt högre i Asa. Nitralthalterna nådde i Asa de högsta värdena under det andra året efter avverkning och klingade successivt av därefter. I Turbo uppmättes förhöjda nitrathalter under en längre period, och framförallt observerades högre halter under flera år i försöksled med 2 och 4 gånger normal mängder av grot (maxvärden ca 30 µg N/L). Höga nitrathalter förekom samtidigt med lågt pH och förhöjda aluminiumhalter, vilket indikerar episoder av försurande nitrifikation.

En finländsk studie av hur högläggning av ris påverkar näringsflöden under hyggesfasen utfördes av Wall (2008) under 4 år efter slutavverkning. Försöket utfördes efter avverkning av ett granbestånd i centrala Finland (61° N, blåbärstyp). Utlakningsvattnet från rishögar hade anrikats signifikant på organiskt kväve, P, Ca, Mg och i synnerhet K jämfört med regnvatten, men inte oorganiskt kväve. Näringsflödet från humusskiktet till mineraljorden var generellt högre under rishögar jämfört med mark utan ris. Flödet av oorganiskt N under humusskiktet var högre under rishögarna vilket resulterade i att humusskiktet förlorade kväve totalt, men ökade i mark utan ris. Uttag av grot minskade signifikant mängden extraerbart K i humusskiktet och mineraljordens översta 10 cm, men hade ingen effekt på totalt N, P, Ca och Mg. Wall drog slutsatsen att grotuttag på kort sikt inte innebär några negativa konsekvenser för N-förråd i marken.

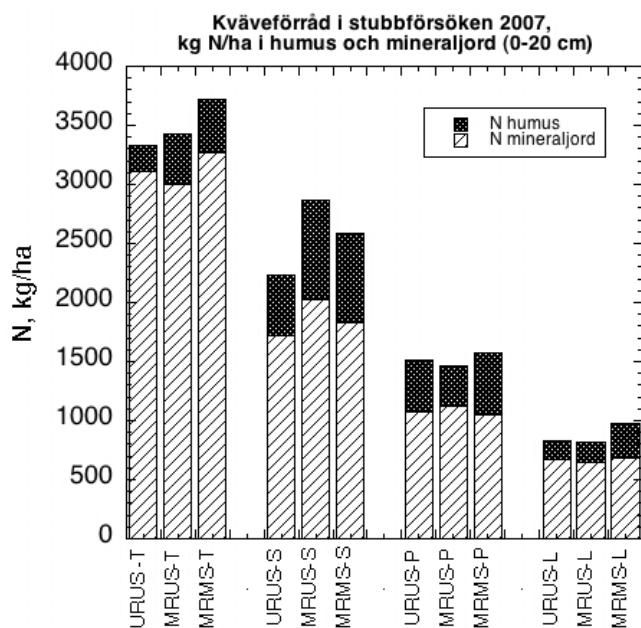
En förväntad effekt av grotuttag är en minskad kväveminerisering eftersom kväverik organisk substans tas bort. I Finland har Smolander m.fl. (2008) nyligen observerat lägre kol- och kväveminerisering i humusskiktet 10 år efter helträds-gallring jämfört med enbart stamuttag vid gallring av en 40 årig granskog, belägen i centrala Finland (62° N, Oxalis-Myrtillustyp). Skillnaden i kväveminerisering var större än för kol. Under en 6-veckors period motsvarade kvävemineriseringen i humus från helträdsavverkade ytor 60 % av den i konventionellt avverkade ytor. Inga skillnader mellan skördeuttag observerades för humusskiktets pH, C/N-kvot, halten av terpenier eller nedbrytningshastighet.

Resultat från experiment – effekter av uttag av stubbar

Det finns betydligt mindre kunskap om effekter av uttag av stubbar på näringsförråd och flöden jämfört med uttag av grot. Detta beror främst på att färre försök finns tillgängliga. I Nordamerika har Zabowski m.fl. (2008) undersökt den långsiktiga effekten (22–29 år) av uttag av stubbar på 5 lokaler i Oregon och Washington, USA, efter skörd, gödsling och plantering med Douglasgran. Man observerade en begränsad ökning av markens volymvikt, men ansåg inte att denna hade påverkat markens produktionsförmåga. En minskning av totalhalter av kväve (20 %) och kol (24 %) i mineraljorden och minskning med 24 % av den organiska horisontens djup observerades. Resultatet kan vara svårt att översätta till nordiska förhållanden med dagens teknik för uttag av stubbar. Uttaget av stubbarna skedde i syfte att hindra spridning av rotröta och gjordes med bulldozer utrustad med klyvkiel och ”brush blade”, men stubbarna lämnades kvar på hygget. Markstörningarna var förmodligen omfattande.

I figur 5.4 visas resultatet av en undersökning av marktillståndet i fyra försök med stubb- och grotuttag som genomfördes inom ramen för Energimyndighetens stöd till långsiktiga skogliga försök (Strömngren m.fl. manuskript)). Försöken har tre behandlingar; enbart stamuttag, uttag av stam, stubbar och grot, respektive uttag av stam och stubbar men grot kvarlämnat. Preliminära resultat från alla fyra försökslokalerna visar signifikant lägre förråd av kväve i humusskiktet 25 år efter uttag av stubbar och grot, däremot ingen skillnad mellan konventionellt uttag och enbart uttag av stubbar, där grot-fraktionen lämnats kvar i båda fallen.

Det fanns inte heller någon skillnad i mineraljordens kväveförråd mellan behandlingarna, eller mellan den totala summan i markprofilen. I tallförsöket Lyckan i Västerbotten fanns signifikant mindre kväveförråd efter uttag av stubbar. Effekten berodde på signifikant minskade kol och kväveförråd i förna och humusskikt. I de andra två lokalerna, Palahöjden och Slogberget, observerades inga effekter på kol eller kvävemängder.



Figur 5.4. Kväveförråd i humus (svart) och mineraljorden 0–20 cm (streckad) i fyra försök med stubbuttag, 25 år efter uttaget. Från vänster till höger: T150 (gran, Halland), Slogberget (gran, Dalarna), Palahöjden (Dalarna), Lyckan (Västerbotten). URUS = utan ris + utan stubbar, MRUS = med ris+ utan stubbar, MRMS = med ris + med stubbar kvarlämnade.

Den omrörning som sker i marken vid uttag av stubbar, och den förändrade kolkvävekvoten, skulle i teorin kunna påverka utlakningen. Det finns dock inte många försök där effekter av uttag av stubbar på kvävehalter i markvatten och avrinnande vatten studeras. Staaf & Olsson (1994) observerade förhöjda nitrathalter under 3–5 år efter avverkningen i markfläckar efter uttag av granstubbar jämfört med ostörda ytor utan grot. I ett pågående experiment i Norunda (Lindroth m.fl. 2010) mäts nitrathalter i ytligt grundvatten efter uttag av stubbar. Resultat från detta finns ännu inte tillgängliga.

Resultat av experiment – effekter av näringskompensation

Askåterföring till skogsmark innebär inte någon tillförsel av kväve eftersom vedaskor normalt har försumbart låga kvävehalter; det mesta försvinner under förbränningen. Däremot kan askor påverka kvävemineraliseringen i marken genom sitt betydande innehåll av kalciumkarbonat som kan ge en pH-höjande effekt. Askans grad av stabilisering (lös/reaktiv – härdad/stabiliserad) respektive

agglomeringsform (granulerad, pelleterad, krossad/siktad) avgör hur snabbt den löses upp och verkar. Det finns därför viktiga paralleller mellan askåterföring och skogsmarkskalkning, där man kan dra viss nytta av de många långsiktiga försöken med skogsmarkskalkning. Å andra sidan finns en viktig skillnad i syfte, där skogsmarkskalkning avser att påtagligt förändra tillståndet i försurad skogsmark medan askåterföring avser främst att kompensera för näringsförluster och den försurning som orsakats av skogsbränsleuttaget.

Askåterföring påverkar inte markens totala kol- och kvävehalt eller C/N-kvot enligt en metaanalys baserad på främst nordiska data (Augusto m.fl. 2008, markvattenhalter av nitrat var ej medtagna i studien). Tillförsel av aska hade enligt MKB:n (Egnell m.fl. 1998) heller ingen effekt på nitrathalter i markvatten med de doser och sorter som är aktuella förutsatt att askan inte tillfördes till hygge eller plantskog. I ovan nämnda studie av Westling m.fl. (2004) utfördes ett separat försök i Asa med riståkt i direkt kombination med 3 ton krossad och härdad aska på ett färskt hygge. Nitrathalterna i markvattnet var då signifikant förhöjt under drygt ett år jämfört med ytor med respektive utan ris. Däremot gav askgödsling med samma dos och sort inga effekter på kvävehalter i markvattnet på när det utfördes på 3–7 år gamla hyggen. Man drog slutsatsen att tidpunkten för askspridning under hyggesfasen sannolikt har avgörande betydelse för nitrathalterna och att detta sammanhänger med vegetationsutvecklingen.

Kortvariga effekter på mark och markvatten av olika askor (krossade, pelleterade) i olika doser (3, 6, 9 ton per ha), med eller utan kvävegödsling, undersöktes av Ring m.fl. (2006) på en lokal i Riddarhyttan med 60-årig barrblandskog. Man fann inga effekter av enbart askor på ammonium- och nitrathalter, men däremot förhöjda halter av kvävegödsling under ett par års tid, ensamt eller i kombination med askor. Högbom m.fl. (2008) undersökte effekten på marktillståndet av tillförsel av olika vedaskor på 1-årigt hygge i Lekhyttan (Närkes Bergslag). Man fann inga behandlingseffekter¹ på totala N-förråd i marken eller C/N-kvot i den organiska horisonten eller mineraljorden (0–20 cm) 8 år efter askbehandlingen.

Wang m.fl. (2010) jämförde effekten av 4 ton/ha granulerad med motsvarande näringsgivor i vitaliseringsgödsel (Skogvital; dolomit + P, K, S, mikro) och finfraktioner av hyggesrester, ”grönrester” (barr, kvist), 3 år efter helträdsuttag och plantering med gran i Halland (Skogaby). Markvattnet på 30 cm nivå hade under en treårig mätperiod sporadiska episoder med nitrathalter över detektionsgränsen, men inga signifikanta effekter observerades för vare sig den granulerade askan eller gröndelar. Fem år efter behandlingarna var extraherbara förråd av ammoniumkväve högre i förnaskiktet i försöksled med grönrester, och i mineraljordens 10–15 cm var halterna högst i vitaliseringsgödslade ytor. För övrigt observerades inga effekter på nitrathalter eller flöden.

¹ Försöksleden omfattade (i) konventionellt stamuttag, (ii) helträdsuttag (Grotuttag), samt (iii) helträdsuttag i kombination med 3 ton/ha valspelleterad vedaska, (iv) samma dos med krossad och självhärdad aska, (v) 3 ton/ha valspelleterad vedaska plus 50 % inblandning av mesakalk samt (vi) samma som (v) men med inblandning av grönlutsslam istället för mesa. En och samma aska från Frövi bruk användes för att tillverka olika askor. Ett motsvarande försök etablerades i Köttkulla, Västergötland, men försöksresultaten är ännu inte tillgängliga.

Saarsalmi m.fl. (2006) undersökte effekter av engångsgivor av lösa vedaskor från bark, ved och torv i kombination med kvävegödsling i ett tallbestånd nära Uleåborg i Finland under 23 år. Behandling med enbart askor fanns inte med i försöket, men däremot undersöktes också effekten av enbart kvävegödsling. Under den första mätperioden fanns en tillväxtstimulerande effekt av enbart kväve liksom aska i kombination med kväve, vilket indikerar en tydligt kvävebegränsad situation. Under den senare halvan av mätperioden hade dock effekten av enbart kväve försvunnit medan 2,5 ton vedaska i kombination med kväve resulterat i en signifikant högre träd tillväxt jämfört med enbart kvävegödsling eller ogödslad kontroll. Saarsalmi m.fl. (2006) kunde inte fastställa om den långsiktiga tillväxteffekten av aska i kombination med kväve var en långsiktig effekt av askan enbart, eller om den var en kombinationseffekt av aska och kväve på kvävemineraliseringen.

Det finns ett uttalat syfte att askåterföring inte bara skall påverka mark och markvatten, men även kunna motverka skogsbränslerelaterad förurning av avrinningsvatten (t.ex. Skogsstyrelsen 2008a). Det finns dock relativt få försök med relevanta askor och tillräckligt långa mätserier för att ge underlag att bedöma effekter på avrinnande vattenkvalitet. Det saknas också studier av askeffektens genomslag i olika delar av markprofilen, vilket har betydelse för dess påverkan på vegetations näringsupptag och påverkan på vattnet i djupare delar av marken. Bäckvattenstudier saknar i det typiska fallet randomiserad replikering och därför är slutsatserna från sådana försök grundade på sämre statistiska förutsättningar än t.ex. randomiserade blockförsök som används för studier av produktion och markkemiska förändringar. Det äldsta försöket i Sverige där effekter av granulerad aska på bäckvattenkemi har kunnat studeras ligger i Hälsingland. Här jämfördes nitrathalterna i bäckvattnet mellan två angränsande avrinningsområden varav det ena behandlades med 2+1 ton granulerad vedaska/ha. Resultatet visade att avverkningen innebar ökade nitrathalter, men askan påverkade inte nitratflödet (Nilsson 2007). I en senare anlagd studie har IVL undersökt effekten av vedaska i kombination med kalk (2+2 ton per ha) på bäckvattenkemi i tre halländska avrinningsområden under en 10-årsperiod (Zetterberg 2009). I två områden med askspridning på fastmark (Tågabo, Nyårsåsen) noterades inga signifikant förhöjda nitrathalter under en 10-årsperiod. I försöksområdet Fröslida, där aska och kalk spreds på både fastmark och våtmark i olika kombinationer, observerades initialt förhöjda nitrathalter. Halterna var dock måttliga jämfört med situationen vid slutavverkning.

Resultat av experiment – effekter av behovsanpassad gödsling

Med behovsanpassad gödsling (BAG) avses här upprepad gödsling av ungskog med balanserad näringstillförsel för att uppnå maximal produktion. Konceptet bygger på fältförsök med optimeringsgödsling av Tamm (1991) och Linder (1995), de så kallade basförsöken, där gödsling utfördes årligen i ungskogsfasen. Dessa försök anlades främst som grundvetenskapliga experiment, som har fått sin efterföljare i bl.a. Bergh m.fl. (2008) serie med fem försök utspridda i landet som startade 2002, där effekter av ungskogsgödsling med intervall på ett, två och tre år jämfördes. År 2003 startade dessutom sex så kallade bolagsförsök, med gödsling

vertannat år på ett operationellt realistiskt sätt. Gödsling vart annat eller vart tredje år kan vara mer realistiskt då arbetsinsatser och kostnader tas i beaktande (Nordin m.fl. 2009b). En översikt av metoder, doser och resultat från de olika försöken finns i den miljöanalys av ungskogsgödsling som utfördes inom ramen för Bränsleprogrammet (Nordin m.fl. 2009b). Resultaten från intervallförsöken presenteras även i underlagsrapporten till MINT-utredningen av Nordin m.fl. (2009a). Resultaten ingår även som en del i Bergh m.fl. (2010).

Ungskogsgödsling ledde till ökning av halten nitratkväve i markvattnet i samtliga försök, men omfattningen varierade mycket mellan de olika försöken. Basförsöken i Asa och Flakaliden visade på relativt små effekter de sju första åren, i samma storleksordning som vid konventionell gödsling. I intervallförsöken var medelutlakningen av nitratkväve de fem första åren 0,02–1,4 kg per hektar och år vid gödsling varje år, 0,3–3,1 kg per hektar och år vid gödsling vartannat år och 0,6–5,0 kg per hektar och år vid gödsling vart tredje år. Från bolagsförsöken finns mätningar av nitratkväve från fyra av försöken. Medelvärdet från de två åren 2003 och 2005 varierade kraftigt, mellan 2 och 93 kg per hektar och år. Dynamisk modellering av effekten av ungskogsgödsling med olika intervall på kväveutlakning (Nordin m.fl. 2009a) visade att utlakningen ökar vid längre intervall, vilket stämmer med resultaten från experimenten.

Det finns risk att kväveutlakningen efter avverkning ökar efter slutavverkning i områden med BAG, men empiriska data som visar på effekter efter slutavverkning i bestånd med BAG finns än så länge endast i ytterst begränsad omfattning. En sammanställning av effekter av slutavverkning vid andra gödslingsexperiment med olika givor visar att läckaget ökar exponentiellt då den ackumulerade kvävedosen ökar (Nordin m.fl. 2009b).

I Asa avverkades ytan med bestånds Anpassad gödsling vintern 2003/04. Detta ledde inte till någon signifikant ökning av nitrathalten i markvattnet jämfört med kontrollen de två första åren (Bergh & Linder 2006). De två efterföljande åren var kvävehalten högre i den gödslade ytan jämfört med den ogödslade i försöksledet där avverkningsrester lämnats kvar, medan förhållandet var det omvända i försöksledet utan avverkningrester (H. Grip, pers. komm.) I slutet av 2007 var halterna nere på låga nivåer igen i samtliga försöksled.

I Flakaliden utfördes ringbarkning sommaren 2002, vilket innebär att träden dör och upptaget stryps. Detta kan därför förväntas ges liknande effekter som vid avverkning. Ringbarkningen ledde till en ökning av nitratkväve i markvattnet jämfört med kontrollen under de tre första åren, för vilka data finns publicerade (Bergh & Linder 2006). Gödsling skedde dock ända till dess att man ringbarkade, och ringbarkningen gjordes 50 år tidigare än vad som hade skett i praktiskt skogsbruk, och dessa resultat har därför begränsad praktisk betydelse. Mer empiriska data behövs för att få en tydligare bild av effekterna efter avverkning. Vid bedömning av kväveutlakning efter slutavverkning är det även viktigt att beakta att gödsling förkortar beståndets omloppstid vilket innebär att hyggesfasen upptar en större andel av tiden (Nordin m.fl. 2009a).

En studie av fyra försök i södra och mellersta Sverige undersökte effekten av behovsanpassad gödsling på myceltillväxt hos ektomykorrhiza (Wallander 2010). Enbart i ett av de fyra försöken ledde behandlingen till en minskad tillväxt av mycel. Dessa resultat skiljer sig från resultat med enbart kvävetillförsel, där tillväxten av mycel generellt minskar kraftigt (Nilsson och Wallander 2003).

Resultat från modellering

Belyazid m.fl. (2008) använde olika ekosystemmodeller för bedömning av effekter av skogsbränsleuttag på olika miljökvalitetsmål, bl.a. Ingen övergödning. Näringsbalansberäkningar användes för uppskattning av kväveackumulering och den dynamiska modellen ForSAFE-VEG (Belyazid m.fl. 2006) för modellering av kväveutlakning och organiskt kväve i humus. De tre scenarier som jämfördes, som är relevanta i detta sammanhang, är ett scenario med enbart stamuttag, ett med uttag av stam och grot samt, vid modellering med ForSAFE-VEG, ett scenario med uttag av stam och grot samt askåterföring. Jämförelser gjordes för södra, mellersta och norra Sverige. Modelleringen visade att varken scenariot med uttag av stam och grot eller scenariot med samma uttag åtföljt av askåterföring påverkar situationen vad gäller övergödningensmålet, med undantag av södra Sverige där situationen förbättrades något vid scenariot med stam- och grotuttag. En viktig del i projektet var även att ta fram metoder för avvägning mellan olika miljömål. Metodiken som användes var tabeller med scenarier på ena ledden och miljömål på andra ledden, där de olika effekterna på miljömålen bedömdes med olika färger (rött, gult och grönt) för vart och ett av de olika scenarierna. Detta gjordes för att kunna ta ett helhetsgrepp på effekterna på de olika miljömålen och jämföra olika scenarier. Detta koncept har använts och vidareutvecklats i syntesdelen av denna rapport.

SLU har på regeringens uppdrag gjort en utredning om möjligheter till intensivodling av skog (MINT) syftande till bl.a. ökad produktion av biomassa för energiändamål. I en underlagsrapport inom MINT har Nordin m.fl. (2009b) utrett effekterna av behovsanpassad gödsling (BAG) baserad på litteraturuppgifter och simulering med COUP-modellen. Ett mycket stort antal simuleringar genomfördes för att inkludera variationen i klimat, markfuktighet, trädslag (gran, hybridasp) och initialt kvävetillstånd i marken. För att kalibrera modellen mot den specifika situationen med optimeringsgödsling användes fastgödsel och kontrolltytor i Flakalidenförsöket, Västerbotten. Slutsatserna från simuleringarna beträffande kväveutlakning var att utlakningen av oorganiskt kväve ökade med ökad enskild dos och ökad totaldos. En spridning av totaldosen på fler gödslingstillfällen minskade utlakningen.

Nordin m.fl. (2009b) beräknade kväveutlakningen från skogsmark till kustvatten, baserad på empiriskt material inklusive uppgifter om retention i rinnande vatten och sjöar, och antog en fullt utbyggd tillämpning av BAG motsvarande 5 % av skogsmarken. Kvävetransporten från skogsmark till kustvatten skulle då öka med ca 850 ton N per år, vilket skulle innebära en 2 % ökning av kväveflödet från skogsmarken till hav jämfört med dagens situation. Jämfört med enbart skogsbrukets bidrag idag (d.v.s. utlakning från hyggen och andra källor skapade av skogsbruket) ökar kvävetransporten till hav från 2600 ton till 3450 ton N per år, motsvarande 33 %.

5.3.3 Effekter av skogsbränsleuttag och näringskompensation på försurning av mark och vatten och näringstillgång

Resultat från näringsbalansberäkningar

I MKB-98 (Egnell m.fl. 1998) konstaterades att baskatjonomsättningen i skogsmark har stor betydelse för skogsmarkens näringshushållning. Förenklade näringsämnesbalanser (vittring-skördeförluster) för kalcium, magnesium och kalium från Olsson m.fl. (1991) användes för att bedöma effekterna av stam- och grotuttag på uthålligheten i systemet. Beräkningarna visade på negativa balanser för i stort sett hela landet, framför allt på bördiga lokaler i granskog. Kalcium var den baskatjon som uppvisade störst förluster. I beräkningarna har all biomassa ovanför stubben förts bort, vilket innebär en överskattning av förlusterna eftersom all biomassa inte förs bort i praktiken.

Efter MKB:n har ett stort arbete lagts ner på att bygga upp en nationell geografisk databas för samtliga poster i kalcium-, magnesium-, natrium-, kalium- och fosforbalansen, samt rutiner för att kunna göra massbalansberäkningar i hög geografisk upplösning för olika skogsbruksscenarioer (Akselsson m.fl. 2007a, Akselsson m.fl. 2008, Hellsten m.fl. 2009a, Hellsten m.fl. 2009b). I Hellsten m.fl. (2010) presenteras resultat från baskatjon- och fosforbalansberäkningar (deposition+vittring-utlakning-skördeförluster) för ytor inom Riksinventeringen för skog (RIS). Ackumulering/nettoförluster beräknas med omloppstid som minsta tidsenhet, eftersom framför allt bortförseeln av näringsämnen via uttag inte sker kontinuerligt, men brukar anges som medelförändring per år. Beräkningar har gjorts enligt samma grundmetodik och för samma scenarier som för kväve, se avsnitt 5.3.2. Beräkningarna visar att:

1. Alla uttagsscenarioer innebär förluster av kalcium och magnesium i hela landet, och förlusterna är störst i granskog.
2. Kaliumbalansen är omkring ± 0 i tallskog men generellt negativ i granskog, framför allt vid de intensivare skogsbruksscenarioerna.
3. Utlakning är en stor post i baskatjonbalansberäkningarna, speciellt för kalcium och magnesium.
4. Fosforbalanser påverkas i mycket hög utsträckning av biomassauttag, som är den i särklass största posten.
5. Fosforförlusterna är som störst i södra Sverige där kväveackumuleringen är som högst, vilket pekar på en risk för att fosfor kan bli begränsande för tillväxt i en del skogar (Akselsson m.fl. 2008).

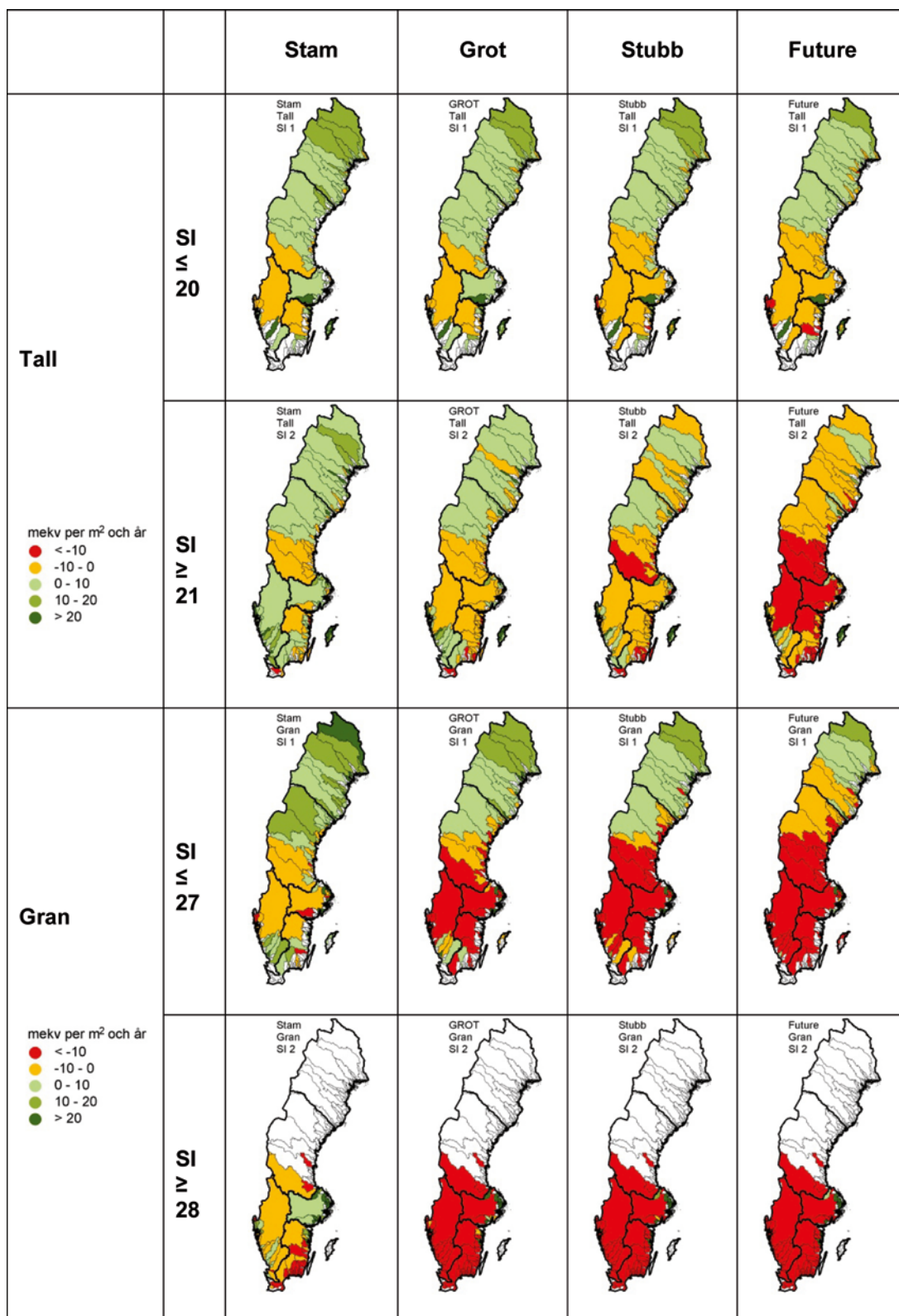
En förenklad näringsbalansberäkning med avseende på baskatjoner har även utförts i Hellsten m.fl. (2010), där enbart vittring och uttag tagits med, för att isolera skogsbrukets bidrag till näringsförlusterna (figur 5.5). Eftersom utlakningsposten för baskatjoner är en stor post innebär den förenklade massbalansen avsevärt mindre förluster än den fullständiga. Resultaten från ytorna för fosfor (fullständig näringsbalans) och baskatjoner (förenklad näringsbalans) har differentierats med avseende på trädslag (gran eller tall) samt ståndortsindex, samt

skalats upp till avrinningsområden, med syftet att förbättra beslutsunderlag för kompensationsåtgärder (figur 5.6). Resultaten visar att ståndortsindex har stor betydelse för näringsämnesförlusterna, speciellt i granskog. Förlusterna är som störst i granskog med höga ståndortsindex. Geografiskt läge, trädslag och ståndortsindex bör därför finnas med vid regionala bedömningar av näringsämnesförluster och kompensationsbehov.

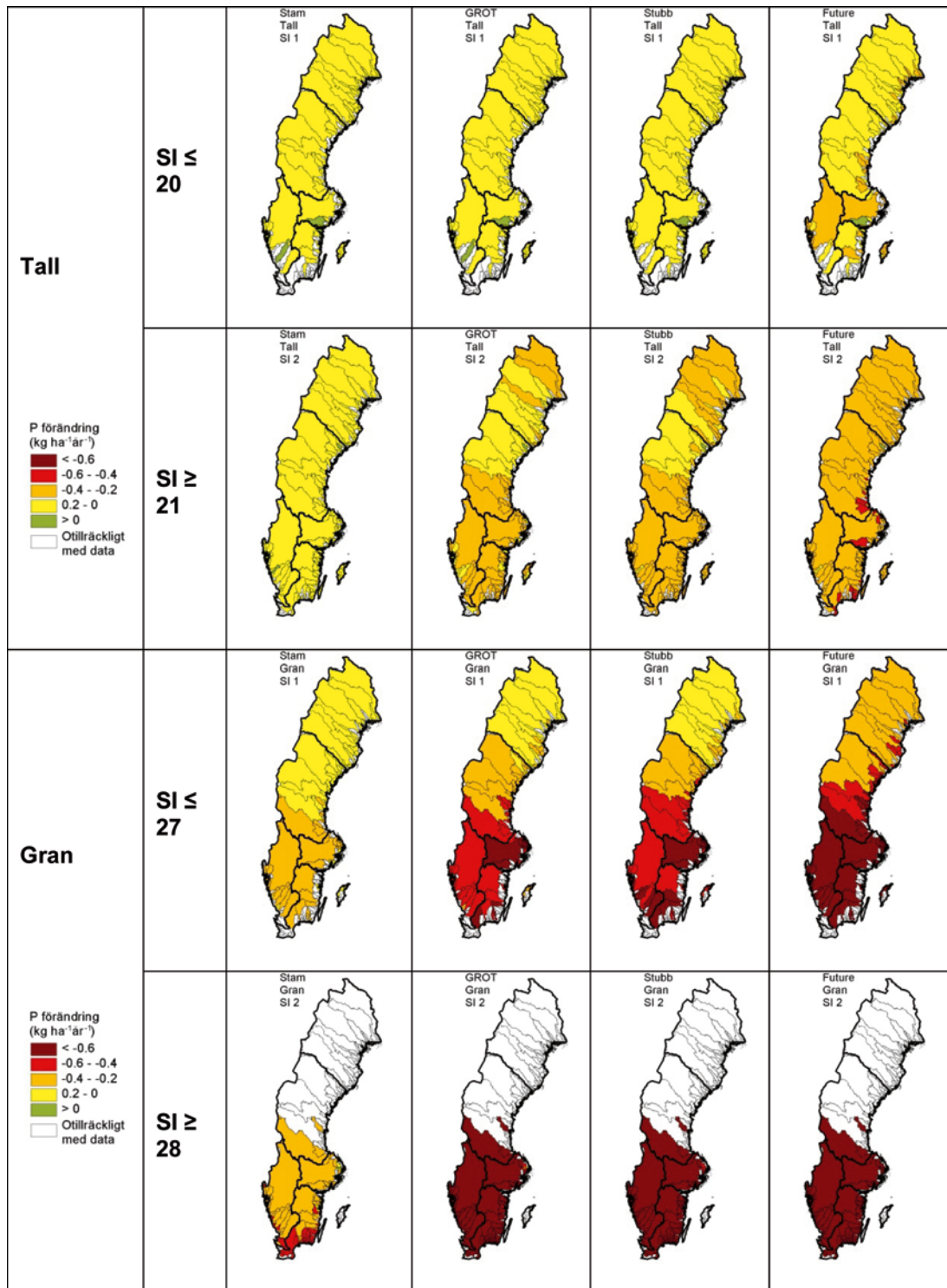
Nettoförlusterna har jämförts med markens förråd av utbytbara baskatjoner för att få ett grovt relativt mått på utarmningstakten. Detta har gjorts dels baserat på den förenklade näringsbalansen (vittring-skördeförluster), dels baserat på en aciditetsberäkning (Hellsten m.fl. 2009a). Beräkningarna visade att förlusterna av baskatjoner ofta är så pass stora att det finns risk för negativa effekter inom loppet av några få omloppstider, framför allt i granskog med höga ståndortsindex. Beräkningen som baserades på aciditetsbalansberäkningar visade även på en nord-sydlig gradient, med snabbast uttömningstakt i södra Sverige, där utlakningen är som störst p.g.a. försurande nedfall. Dessa resultat kan användas som underlag för bedömning av askbehov.

Samtliga poster i näringsbalansberäkningarna är behäftade med ett visst mått av osäkerhet. En känslighetsanalys (Hellsten m.fl. 2009a) visar att osäkerheten i halter i barr leder till stora osäkerheter i resultaten för kalcium och kalium. Oavsett vilka halter som används blir resultatet dock fortfarande negativt i de flesta fall. Utlakningen av baskatjoner innebär också en osäkerhet i beräkningarna, eftersom utlakningen beror mycket på anjonflödet och därmed är starkt påverkad av försurningsförloppet. Vilka halter som uppmäts i markvattnet beror därmed på var i försurningsförloppet en yta befinner sig. Detta är ett av skälen till att en förenklad massbalans för baskatjoner ofta används, där enbart vittringen och förlusterna orsakade av skogsbruket (skördeförlusterna) tas med.

Resultaten är även förknippade med osäkerheter som har att göra med att markförsurning och näringsämnesförluster påverkar processer i marken som skulle kunna innebära att försurning och näringsbrist motverkas. Då pH sänks på grund av försurande nedfall eller uttag av biomassa ökar vittringshastigheten (Sverdrup & Warfvinge 1995). Låga halter av baskatjoner sent i försurningsförloppet då marken försurats och baskatjonförrådet utarmats, leder också till högre vittring på grund av att närvaron av baskatjoner i marklösningen hämmar vittringen. Detta motverkar försurning i viss mån, men omfattningen är begränsad (Sverdrup & Warfvinge 1995). Det faktum att det försurande nedfallet under andra halvan av 1900-talet lett till kraftig försurning på mark och vatten visar att en försurnings-inducerad ökning av vittringen inte har någon avgörande påverkan.



Figur 5.5. Vittring minus skördeförluster av baskatjoner (Ca, Mg, Na, K). Medianvärdet för ytorna presenteras på avrinningsnivå (huvudavrinningsområden) för tall och gran uppdelat på två olika intervall för ståndortsindex (SI). Ett negativt värde innebär att bortförseln via uttag är större än tillförseln via vittring. De fem vattendistrikten framgår av den markerade linjen (Hellsten m.fl. 2010).



Figur 5.6. Fosforbalansen (medianvärdet för ytorna) presenterad på avrinningsnivå (huvudavrinningsområden) för tall och gran uppdelat på två olika intervall för ståndortsindex (SI). Ett negativt värde innebär att bortförseln via uttag är större än tillförseln via vittring. De fem vattendistrikten framgår av den markerade linjen (Hellsten m.fl. 2010).

Betydelsen av näringsförluster i marken för träden diskuterades i van Breemen m.fl. (2000), som visade att mykorrhiza kan ta upp näring direkt från mineralkornen. Studien baserades på upptäckten i Jongmans m.fl. (1997) av porer i mineralkorn som bildats genom att organiska syror avgetts från mykorrhiza-hyfer. Smits m.fl. (2005) kvantifierade denna påverkan i fältspatmineral, och fann att enbart 1 % av vittrat kalium och kalcium kommit till på detta sätt. Det finns fortfarande omfattande kunskapsluckor vad gäller vittringshastigheter, och hur det påverkas av markförhållanden och klimat. I dagsläget finns det inga belägg för att vittringen skulle öka så pass mycket att det kan motverka näringsförlusterna via biomassauttag. Modellberäkningar har däremot visat att klimatförändringarna kan påverka baskatjontillgången betydligt, i och med effekter på processer som vittring, tillväxt och nedbrytning.

Resultaten från näringsbalansberäkningarna i Sverige ligger i linje med resultaten från en finsk studie (Joki-Heiskala m.fl. 2003), som beräknat både en förenklad massbalans för baskatjoner (vittring-skördeförluster) samt en aciditetsbalans. Studien visade att helträdsuttag kommer att leda till utarmning av baskatjoner i södra, centrala och nordöstra Finland och författarna förde fram askåterföring som en metod för att motverka detta. Stamuttag innebar enligt beräkningarna förluster i sydvästra och sydöstra Finland samt i de nordöstra delarna.

Resultat från experiment – effekter av uttag av grot

Det finns sedan länge starka och oomtvistade teoretiska argument för att ökat biomassauttag leder till ökad markförsurning (Nilsson m.fl. 1982, van Breemen m.fl. 1983). I många experimentella fältförsök har dessa hypoteser väsentligen blivit bekräftade, men försöken visar också på storleken på denna försurning och hur den förändras med tiden. Den tidigare kunskapssyntesen (Egnell m.fl. 2006) drog slutsatsen att det till stor del är de långsiktiga fältförsök med grotuttag som ligger till grund för kunskapen om effekter av skogsbränsleuttag på markkemi. Fler upprepade mätningar i samma försök har gett säkrare underlag för bedömning av de långsiktiga effekterna. I en analys av markkemiska förändringar i fyra försök med helträdsuttag vid slutavverkning jämfördes marktillståndet efter 15 respektive 25 år. Resultatet indikerade att effekter av grotuttag på markkemiska egenskaper varierar, t.ex. klingar behandlingsskillnader på pH av efter 15 år, medan halten eller mängden utbytbara baskatjoner fortfarande är lägre 25 år efter grotuttag jämfört med enbart stamuttag (Brandtberg & Olsson manus).

En studie inom Bränsleprogrammet av markvattenkemi under rotzonen (50 cm) i tre långliggande försök med grotuttag 28–30 år efter slutavverkning påvisade generellt lägre pH, alkalinitet (ANC) och lägre halter av kalcium och sulfat jämfört med enbart stamuttag (Zetterberg och Olsson 2011, även Zetterberg, m.fl. 2008). Inga generella effekter av grotuttag observerades dock på halter i markvattnet under en senare mätperiod (32–35 år efter slutavverkning) vilket indikerar att försurningseffekten hade avtagit successivt. Effekten av grotuttag varierade mellan försökslokalerna. I den norrländska lokalen (Lövliden) där basmättnaden var relativt hög fanns fortfarande en effekt av grotuttag under den senare perioden,

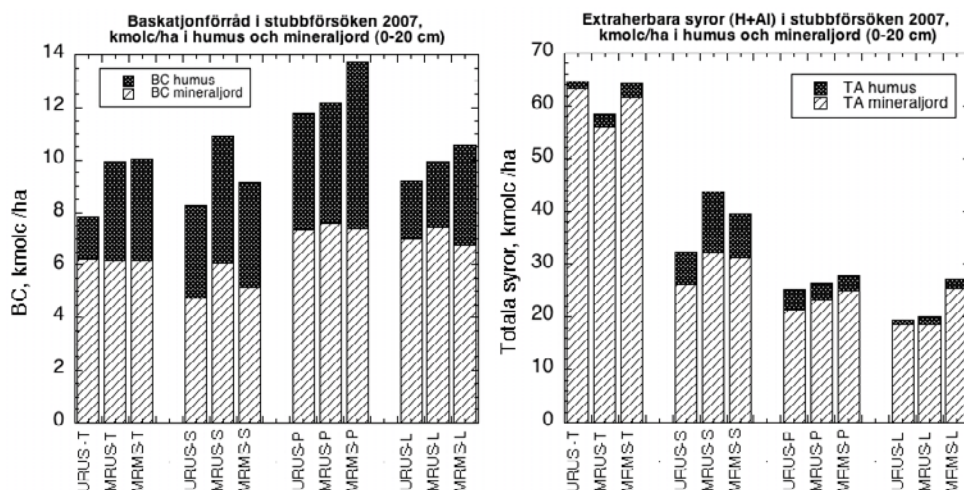
men på de två sydsvenska lokalerna med låg basmättnad (Tönnersjöheden och Kosta) hade effekten försvunnit. Både markvattenstudier och markkemiska studier i samma försök ger därför stöd åt slutsatsen att grotuttag ger en signifikant försurningseffekt med en varaktighet på i storleksordningen 30 år.

Resultat från fältförsöken visar att effekten av grotuttag på förråd av baskatjoner tenderar att försvinna med tiden. Flera orsaker tycks ligga bakom detta. Biomassastudier i två av försöken (Kosta och Tönnersjöheden) visar att upptaget av baskatjoner i det nya beståndet är jämförelsevis lägre i behandling med grotuttag, beroende på både lägre tillväxt (Egnell & Leijon 1999, Egnell & Valinger 2003) och lägre halter i biomassan. Kontinuerliga förnafallsmätningar i det halländska granförsöket (Tönnersjöheden) visar också att framförallt det interna flödet av Ca i förnafallet är markant lägre efter grotuttag. Av andra flöden som reglerar massbalansen av baskatjoner i marken är det möjligt att både de observerade skillnader i utlakning och vittring (ej skattad) kan bidra till en successiv utjämning av behandlingseffekter i marken. Beroende på vilka av dessa effekter som dominerar blir effekterna på lång sikt olika. Minskade utflöden av baskatjoner från mark till ytvatten innebär att baskatjoner bibehålls på ståndorten, men är negativt för försurnade ytvatten. Lägre halter i biomassan behöver inte betyda lägre produktion, men leder på sikt till att skördeförluster av baskatjoner vid kommande gallringar och slutavverkning blir lägre. Ökad vittring skulle kunna innebära en verklig återhämtning, åtminstone avseende de utbytbara förråden av baskatjoner i marken.

Effekten av helträdsuttag vid gallring studerades av Olsson (1999) i fyra försök i olika delar av Sverige. I ett av försöken ledde uttaget till en signifikant minskning av baskatjonförrådet. Det konstaterades att effekterna var avsevärt mindre än vid helträdsuttag efter slutavverkning.

Resultat från experiment – effekter av uttag av stubbar

Som nämnts ovan gjordes en revision av marktillståndet i fyra försök med stubb- och grotuttag inom ramen för Energimyndighetens stöd till långsiktiga skogliga försök (Olsson, Strömgren & Egnell muntliga uppgifter). Resultaten från alla fyra försökslokalerna visade sammantaget ett lägre förråd av baskatjoner i humusskiktet 25 år efter uttag av stubbar och grot, däremot ingen skillnad mellan konventionellt uttag och enbart stubbuttag, där grot-fraktionen lämnats kvar i båda fallen (figur 5.7). Det fanns inte heller någon skillnad i mineraljordens baskatjonförråd mellan behandlingarna, eller mellan den totala mängden i markprofilen. I tallförsöket Lyckan i Västerbotten fanns signifikant mindre baskatjonförråd efter uttag av stubbar. Vätejonmängder och i viss mån även aluminium följer ungefär samma mönster. Dataunderlaget för näringsinnehåll i stubbar är ytterst begränsat, men inom ramen för Bränsleprogrammet har en studie (Hellsten m.fl., 2009b) utförts där halter i stubbar från svenska, finska och danska stubbar analyserats. Detta har gett ett bättre underlag till näringsbalansberäkningarna ovan (Hellsten m.fl., 2010).



Figur 5.7. Mängder extraherbara basketjoner (t.v.) och extraherbar aciditet (t.h.) i fyra försök med uttag av stubbar. Från vänster till höger i respektive figur: T150 (gran, Halland), Slogberget (gran, Dalarna), Palahöjden (Dalarna), Lyckan (tall, Västerbotten). URUS = utan ris + utan stubbar, MRUS = med ris+ utan stubbar, MRMS = med ris + med stubbar kvarlämnade.

Resultat från experiment – effekter av näringskompensation med aska

I än högre grad än vad gäller effekter av biomassauttag finns det en etablerad teori och erfarenhet om vedaskors alkaliserande förmåga². I fältförsök med vedaskor undersöks hur, och i vilken grad, askor med olika stabilitet, agglomering och dos påverkar kemin i mark och vatten för olika marktyper. Den tidigare kunskaps-syntesen (Egnell m.fl. 2006) drog slutsatsen att försurningseffekter i mark och vatten som skogsbränsleuttag ger upphov till kan motverkas genom askbehandling med doser som redan tidigare föreslagits som lämpliga, utan uppenbara bieffekter. Slutsatsen baserades bl.a. på en sammanställning av resultat från olika försök med härdad krossaska och granulerad aska i normaldos (1–3 ton TS/ha) och högdos (4–7 ton TS/ha) från olika boniteter och 1–6 år efter askspridning. Sammanställningen visade att surhetsgraden i humusskiktet hade minskat efter askspridning oavsett dos, askform eller bonitet. Effekten var mindre framträdande i mineraljorden och då enbart på medelgoda och svaga boniteter, vilket bäst förklaras med att undersökningarna var gjorda relativt kort tid efter askspridning. Basmättnaden, liksom halter av basketjoner i humus och mineraljord var förhöjda efter askspridning, och det fanns en tydlig skillnad mellan askor, där härdade krossaskor resulterade i markant högre halter än granulerad aska. I försök med granulerade askor på höga granboniteter (\geq G30) fanns ingen effekt. Effekten av härdad krossaska på dessa ståndorter är mer oklar på grund av att relativt få försök finns tillgängliga.

² Begreppet alkalisk har sitt ursprung från arabiskans Al' Qaly som förknippas med "sodaväxt", vilket förmodligen avser strandväxter med hög inlagring av natrium. Laborerandet med askor från växter är från äldsta tid ursprunget till begreppet alkalisk.

En sammanställning av markvattendata från försök med askor, huvudsakligen härdade krossaskor i doser om 1–3 ton TS per ha, visade i genomsnitt förhöjda halter av K, Ca och Mg i markvattnet på 50 cm djup, men däremot ingen entydig bild för vätejoner. I de s.k. hyggesåldersförsöken på Asa och Tönnersjöheden gav härdad krossaska högre halter i markvattnet av baskatjoner, klorid och sulfat (Westling m.fl. 2004). I Asa minskade även halterna av aluminium och totalt organiskt kol (TOC). Askan spreds på hyggen efter att hyggesvegetation hade etablerats.

Som nämnts ovan i avsnittet om kväveutlakning finns det få studier av askans effekter på avrinnande vatten (bäckar och andra ytvatten). I det långsiktiga försöket i Hälsingland jämfördes bäckvattenkemin mellan två angränsande avrinningsområden där det ena behandlades med 2+1 ton granulerad vedaska/ha (Nilsson 2007). Den största effekten på avrinningsvattnet p.g.a. asktillförseln som noterats är en kortvarig men kraftig topp i koncentrationen av kalium. En något förhöjd kaliumkoncentration i avrinningsvattnet noterades upp till nio år efter asktillförseln. Därefter har ingen statistiskt signifikant effekt noterats på kaliumkoncentrationen. Tretton år efter askbehandlingen hade endast fyra procent av den tillförda kaliummängden i askan transporterats ut från området med avrinningsvattnet. De första nio åren efter askbehandlingen kunde även en effekt noteras på pH-värdet i avrinningsvattnet. Under denna period var pH-värdet förhöjt med i genomsnitt 0,2–0,3 pH-enheter. Tio till femton år efter askbehandlingen är pH-värdet fortfarande förhöjt med i medeltal ca 0,1 pH-enheter, men denna skillnad är ej statistiskt signifikant.

Norström (2010) studerades kortsiktiga effekter på markvatten och ytvatten av en behandling med 3 ton krossad och härdad aska i ett avrinningsområde i Bispgården i centrala Sverige. Askan spreds hösten 2004 och effekterna studerades 2005–2006. Säsongsvariationen i markvattenkemin var stor och gjorde det svårt att se eventuella effekter, men tillfälligt förhöjda halter av K och Ca återfanns i markvattnet. I ytvattnet uppmättes en markant ökning av K, och mindre markanta öknings av Ca och Mg. En tendens fanns även till ökat pH men den var inte signifikant. Slutsatsen drogs att effekterna var svaga under de två första åren.

I en studie av Zetterberg (2009) redovisas resultat från IVL:s undersökning av bäckvattenkemi i tre halländska avrinningsområden där vedaska spreds i kombination med kalk (2+2 ton per ha) under en 10-årsperiod. I Nyårsåsen har ask- och kalkbehandling i dosen 4 ton per hektar än så länge inte haft någon tydlig påverkan på vattenkemin. I Tågabo, som behandlats enligt samma koncept, observerades en tydlig men avklingande ökning av pH, Ca och ANC. I Fröslida spreds aska och kalk i olika deltillrinningsområden på fastmark och våtmark i olika kombinationer. Omedelbart efter spridning ökade koncentrationen av kalcium kraftigt i de fast- och våtmarksbehandlade områdena, men effekten blev kortvarig och började successivt minska efter 2–3 år. Jämfört med referensområdena var halterna fortfarande förhöjda. Även i områden som enbart fastmarksbehandlades ökade kalciumhalterna något. Karaktäristisk för samtliga bäckar som ingår i projektet är att de uppvisar tydliga tecken på en återhämtning från försurning.

Resultat från experiment – effekter av behovsanpassad gödsling

Åtgärder som innebär ökad tillväxt leder också till en ökad markförsurning. Vid behovsanpassad gödsling återförs dock näringsämnen, däribland baskatjoner, till marken i doser som är anpassade till trädens behov, och den ökade tillväxten leder därmed inte till ökad försurning (Nordin m.fl. 2009a). Mätningar i mårлагret 12 år efter behandling i Asa och Flakaliden visade, i enlighet med detta, inte på någon effekt på pH (Nordin m.fl. 2009a). Det fanns dock indikationer på minskad vittring. Vid behovsanpassad gödsling är målet att näringsämnena ska tillföras på ett balanserat sätt så att nitrifikationen och därmed kväveutlakning inte ökar i någon större omfattning. Om detta ändå sker innebär nitrifikationen att marken försuras.

Resultat från modellering

Belyazid m.fl. (2008) använde olika ekosystemmodeller för bedömning av effekter av skogsbränsleuttag på olika miljö kvalitetsmål, bl.a. Bara Naturlig försurning. Massbalansberäkningar användes för beräkning av baskatjonförluster och aciditetsbalans, den dynamiska modellen ForSAFE-VEG för modellering av basmättnad, samt den dynamiska modellen MAGIC för modellering av ANC i avrinnande vatten. De tre scenarier som jämfördes, som är relevanta i detta sammanhang, är ett scenario med enbart stamuttag, ett med uttag av stam och grot samt, vid modellering med ForSAFE-VEG och MAGIC, ett scenario med uttag av stam och grot samt askåterföring. Jämförelser gjordes för södra, mellersta och norra Sverige. Modelleringen visade att scenariot med grotuttag förvärrade situationen för miljömålet ”Bara naturlig försurning”, men att askåterföring kunde motverka detta, förutom i södra Sverige där modelleringen visade att askdosen på 2 ton inte räckte till för att kompensera förlusterna. En modelleringsansats gjordes även för fosfor, som fanns med i studien vid bedömning av miljömålet ”Levande skogar”. Detta gjordes med hjälp av massbalansberäkningar, som visade att situationen förvärrades vid grotuttag men att detta kunde motverkas med askåterföring, förutom i södra Sverige där inte askdosen på 2 ton inte räckte till.

Dynamisk modellering med ForSAFE-VEG visade att grotuttag innebär minskat pH och minskad basmättnad i mineraljorden (Hellsten m.fl. 2009a). Modellering utfördes på en granyta och en tallyta i södra Sverige, mellersta Sverige och norra Sverige, d.v.s. på sammanlagt sex ytor (tabell 5.3).

Tabell 5.3. Relativ skillnad (%) i pH och basmättnad vid grotuttag jämfört med stamuttag. Skillnaden är beräknad 15 och 26 år efter avverkning med grotuttag, samt innan andra avverkningen.

| Lokal | Trädslag | ΔpH (30 cm) | | | Δbasmättnad (30 cm) | | |
|---------------|----------|-------------|-------|---------------|---------------------|-------|---------------|
| | | 15 år | 26 år | Innan 2a avv. | 15 år | 26 år | Innan 2a avv. |
| Högbränna | Gran | -0,4 | -0,7 | -0,5 | -7,2 | -10,4 | -15,8 |
| Blåbärskullen | Gran | -1,0 | -1,1 | -0,7 | -11,9 | -12,8 | -11,9 |
| Timrilt | Gran | -0,9 | -1,4 | -0,7 | -10,4 | -16,6 | -11,3 |
| Brattfors | Tall | -0,3 | -0,2 | -0,4 | -7,4 | -3,8 | -6,7 |
| Höka | Tall | -0,7 | -0,9 | -1,0 | -5,9 | -6,6 | -15,7 |
| Söstared | Tall | +0,6 | -0,1 | -0,2 | +4,2 | -1,9 | -3,0 |

Minskningen i pH är buffrad av det utbytbara förrådet, vilket syns på den relativt stora förändringen i basmättnad, men den begränsade minskningen av pH. Effekten på granytorna var generellt större än på tallytorna, men det är svårt att dra slutsatser om trädslaget betydelse baserat på så få ytor. Förändringen var generellt större efter 26 år än efter 15 år och effekten finns kvar även innan andra avverkningen.

Betydelsen av den interna cirkulationen av baskatjoner mellan träd och markens organiska substans analyserades med hjälp av Q-modellen (Hyvönen m.fl.2011). Modellen tillämpades på två långsiktiga fältförsök (gran) med grotuttag. Simuleringarna visade att frigörelsen av kalcium från markens organiska substans och grot är större än upptaget i ny trädbiomassa under de första 15–20 åren. Detta överskott är stort under hyggesfasen men minskar successivt och vänds i ett underskott. En sannolik konsekvens av underskottet är att basmättnaden i marken minskar gradvis såvida det inte kompenseras av vittring och andra processer. Underskottet var mindre och uppstod tidigare i den sydsvenska lokalen (Tönnersjöheden, 20–30 kg Ca ha⁻¹ år⁻¹) än den norrländska (Lövliden, 30–60 kg Ca ha⁻¹ år⁻¹). Grotuttag hade störst effekt på den interna Ca-cirkulationen under den första delen av kalciumöverskott. Q-modellen har tidigare använts uteslutande för att beskriva kol- och kvävedynamiken i ekosystem. Resultat från projektet har dock visat att även Ca, Mg, Mn, K och P följer kolets dynamik under förnandedbrytning på ett tillräckligt konsistent sätt för att dynamiken skall kunna beskrivas med Q-modellen.

I ett projekt med syftet att jämföra olika modeller som används för att bedöma effekter av skogsbränsleuttag och näringskompensation drogs slutsatsen att de ingående modellerna PROFILE, massbalansberäkningar, MAGIC, ForSAFE-VEG och Q-modeller pekade i samma riktning. En yta i Värmland, Blåbärskullen, modellerades med samtliga modeller och slutsatserna var att:

- framför allt kalciumförlusterna bidrar till försurningen på ytan i Blåbärskullen,
- vittringen är förhållandevis hög,
- den höga boniteten (G32) innebär stora förluster av baskatjoner vid skogsbränsleuttag som gör att det blir relativt stora förluster trots hög vittring,
- skogsbränsleuttag innebär en avsevärd förändring av ANC i sjöar, och även en minskad basmättnad i marken även om denna effekt inte var lika stor,
- risken för förluster av baskatjoner är stor efter avverkning om upptaget i vegetation inte kommer i gång.

Angreppssättet att använda flera modeller för att öka robustheten i resultaten bedömdes som ett bra tillvägagångssätt. Vidare poängterades vikten av att kombinera resultat från modeller och experiment för att ytterligare förstärka underlaget.

5.3.4 Miljögifter

Askåterföring och spridning av tungmetaller, organiska miljögifter och radiocesium

Vår kunskap om tungmetallinnehåll och miljögifter i askor har successivt förbättrats sedan början av 1990-talet, och mycket av detta finns redovisat i MKB:n 1998 (Egnell m.fl. 1998). Man bedömde där att kunskapen om dioxiner bör utredas ytterligare eftersom dioxiner hade påvisats i en del utländska askor. Dioxiner kan bildas vid förbränning men kräver tillgång till bl.a. klor, och på grund av detta har dioxinutsläpp främst förknippats med avfallsförbränning (t.ex. hushållssopor) och klorblekning inom skogsindustrin. Kunskapssyntesen 2006 (Egnell m.fl. 2006) påpekade att omfattningen av forskningen om miljögifter i samband med askspridning efter MKB:n har varit ganska liten. En undersökning av halter av dioxin m.fl. organiska föroreningar i askor från fem biobränsleanläggningar i Norrland undersöktes av Marklund m.fl. (redovisas i Bjurström 2006). Dioxinhalterna var nästan samtliga betydligt lägre än halva det av EU föreslagna gränsvärdet för spridning av aska. De övriga organiska ämnena uppvisade måttliga värden, ofta under detektionsgränsen. Bjurström (2006) sammanställde en syntesrapport om förekomsten av organiska ämnen i askor. Han konstaterade bl.a. att huvuddelen av organiskt kol i askor består av elementärt kol (organiskt i betydelsen oxiderbart kol) och att organiska föroreningar utgör spårämnen. Halten av dioxiner och furaner i nästan samtliga askor förefaller vara låga, några till några tiotals ng/kg TEQ (TEQ = toxic equivalents). Halterna i biobränsleaskor ligger klart under schablonvärdet i UNEP:s anvisningar för inventering av dioxinkällor. Undantaget är rökgasrester från avfallsförbränningen som innehåller 200 till 2000 ng/kg TEQ. Sådana askor är väl dokumenterade till skillnad från askor från andra bränslen. Halten av PAH i askor är mer varierande och osäker.

Eftersom askor kan innehålla en mängd olika organiska substanser finns ett behov att utveckla screeningmetoder för att kontinuerligt testa askor. Larsson m.fl. (2008) analyserade tre olika askor med en screeningmetod, varav en ren skogsbränsleaska, och fann 45 ämnen med tillfredställande säkerhet och ungefär lika många till med mindre säkerhet, däribland PAH, ftalater, alkaner, alifatiska syror och ligninrester. Man drog slutsatsen att halterna av identifierade ämnen överlag var låga och att det är troligt att flera av ämnena inte primärt har sitt ursprung i bränslet utan snarare är resultatet av kontaminering av proven under uttag, transport, lagring, provberedning eller analysprocess. Bland identifierade ämnen fanns några toxiska, men ingen hade sådana egenskaper att någon särskild varning behöver utfärdas. Man påpekade också att graden av kontaminering och metoder för att korrigera detta bör utredas innan slutgiltiga slutsatser kan dras.

Skogsbrukets påverkan på kvicksilverflöden

Ökande halter av kvicksilver i naturmiljön har sitt ursprung i ett diffust atmosfäriskt nedfall av kvicksilver (Hg) som härrör från bl.a. fossila bränslen. Halterna av metylkvicksilver (MeHg) i insjöfisk fortsätter att öka, möjligen beroende på ökande deposition, men även förändrade klimatfaktorer kan ha inflytande på

den ökande trenden (Åkerblom & Johansson 2008). Orsakssambanden har varit oklara eftersom de högsta halterna av kvicksilver i fisk funnits i skogsjöar som saknat lokala punktkällor för kvicksilver och korrelationen mellan totaldeposition av kvicksilver och inlagring av det organiska metylkvicksilvret i näringskedjor är svag. Forskning under det senaste decenniet har dock visat att omvandlingen av kvicksilver till det mycket giftiga organiska metylkvicksilvret är en biologisk process som styrs av bl.a. sulfatreducerande bakterier (Bishop m.fl. 2008). Förutsättningar för metyleringen är, förutom tillgång till kvicksilver, en anaerob miljö med tillgång till sulfat och en lättillgänglig organisk kolkälla, i slutändan glukos. Andra processer kan också omvandla MeHg till oorganiskt Hg. Denna demetylering kan ske genom både biotiska och abiotiska reaktioner. Det finns alltså ett tidigare känt regionalt mönster för hur metylkvicksilverhalter varierar i miljön och i organismer, och ny kunskap om hur omvandlingen av Hg till metylkvicksilver sker, som särskilt pekar ut skogsmark, och i synnerhet fuktiga och torvrika miljöer som gynnsamma för metyleringen.

Studier från boreala Kanada har visat att skogsbruket kan orsaka förhöjda halter av kvicksilver i avrinnande vatten och i organismer i den akvatiska miljön (Garcia & Carignan 2000). Munthe & Hultberg (2004) fann att kvicksilverhalten i bäckvatten vid Gårdsjön i västra Sverige ökade markant efter körskador över bäcken, som orsakats av skogsmaskiner. Porvari m.fl. (2003) fann att halter av både totalkvicksilver och metylkvicksilver ökade signifikant i vatten som dränerade skogsmark efter kalhuggning och markberedning i Finland. I Värmland fann Gilles (2002) att markskador orsakade av skogsmaskiner ledde till förhöjda halter av kvicksilver i bäckvatten.

Kvicksilverhalten i insjöfisk har uppskattats att vara påverkat av skogsbruk till 10–25%, baserat på generella antagande och observationer från svenska, finska och kanadensiska studier (Bishop m.fl. 2009). Andra studier har dock antytt att mindre markstörningar i skogsbruket kan minska kvicksilverläckaget (Sörensen m.fl. 2009). Störningar av den bäcknära zonen har identifierats som särskilt allvarliga för vattendragens miljö.

Komprimeringen av jord med stort innehåll av organiskt material i kombination med att körskador ofta vattenfylls och bildar anaeroba miljöer leder till gynnsamma miljöer för metylering. Uttag av stubbar bedöms därför ha en direkt potential att påverka kvicksilverflöden eller metyleringsprocesser. Det är troligen själva markstörningen som kommer från den uppbrutna stubben i kombination med den extra markstörning och markkompaktering som stubbrytande skogsmaskiner kan orsaka, som skulle kunna leda till ökade koncentrationer av kvicksilver i de akvatiska miljöerna. Detta dels p.g.a. ökad metylering och dels p.g.a. ökade möjligheter till transport från marken till bäcken. Eklöf och Bishop (2010) anger tre huvudfaktorer som i teorin skulle kunna resultera i en ökning av total-Hg och metylkvicksilver efter stubbskörd:

- Skapande av mikromiljöer med hög metyleringshastighet (hot-spots) genom störningar som skapar vattenfyllda hålrum med sänkta redoxförhållanden.

- Ändrade flödesvägar och sammanbindning av flera mikromiljöer med hög metyleringshastighet till följd av fåror och sammanpressad mark som skogsmaskiner skapar minskar chansen att bildad MeHg demetyleras innan det når vattendragen.
- Ett ökat läckage av organiskt material och partiklar till vilka totalkvicksilver och metylkvicksilver sitter bundna till följd av den omrörning av marken som stubbskörden innebär.

Eklöf och Bishop (2010) studerade inom Bränsleprogrammet effekten av stubbuttag på kvicksilverflöden och andra ämnen i avrinnande vatten i två små närliggande avrinningsområden i södra Kilsbergen, väster om Örebro. Det ena området avverkades 2006, det andra var ett orört referensområde med skog. I det avverkade området fanns avgränsade dellrinningsområden där uttag av stubbar skedde 2007, dels ett område där markberedning skedde januari 2008. Mätstationer med V-överfall installerades för att mäta vattenflöden och vattenkemi. Kviksilverflöden mättes också i nederbörd och torrdeposition. Vattenprov togs med automatiska provtagare för att kunna fånga episoder med höga vattenflöden. Mätningarna, som startade sommaren 2007, visade inga konsistenta skillnader mellan skog, avverkade-stubbuttagna eller avverkade-markberedda områden vad gäller halter eller flöden av totalkvicksilver eller metylkvicksilver.

Eklöf och Bishop (2010) drog slutsatsen att stubbuttag inte visade någon tendens att orsaka förhöjda koncentrationer av Total-kviksilver, MeHg eller totalt organiskt kol, kväve eller total-fosfor jämfört med traditionell markberedning eller med den ostörda skogsreferensen. Eftersom andra studier har påvisat en ganska stor variation i respons i t.ex. kvicksilverflöden efter avverkning är det en slutsats med reservationer: Stubbuttag leder inte nödvändigtvis till ökade flöden av kvicksilver. Fler studier av kvicksilverflöden efter avverkning och stubbskörd förväntas ge en säkrare bild av faktorer som styr kvicksilverflöden och metyleringsprocessen efter avverkningar. Det finns fortfarande stora kunskapsluckor om vilka processer som styr flöden av metylkvicksilver, trots att mycket ny kunskap har vunnits vad gäller själva metyleringsprocessen under senare år. Metaanalyser av data från flera försök bedöms vara viktiga att göra. Kviksilverproblematiken i samband med stubbuttag bedöms inte vara utmärkande vid jämförelse med andra metoder inom skogsbruket.

I ett annat projekt inom Bränsleprogrammet undersökte Magnusson & Jäderlund (2010) effekten av stubbuttag på kvicksilver och metylkvicksilverhalten i grundvatten och sediment 20 – 30 år efter avverkning. Undersökningsområdet bestod av hyggen i norra Uppland och sydöstra Dalarna där Korsnäs AB bedrev stubbuttag i praktisk skala under 1980-talet. 22 referensområden med konventionell stamskörd och harvning jämfördes med 18 områden där stubbuttag och harvning skett. Mätningarna visade att halten av MeHg i utströmmade grundvatten var signifikant högre i områden där stubbuttag skett än i referensområden, men halten av MeHg var låga jämfört med observationer från andra studier. Halten av total-Hg, pH, DOC, nitrat och elektrisk ledningsförmåga var inte påverkad av stubbuttag. Inga effekter av stubbuttag på kvicksilverhalter påvisades i vatten och sediment från

bäckar och diken. Den förhöjda halten av MeHg i grundvatten tolkades som att stubbuttag hade stimulerat metyleringsprocessen, snarare än påverkat processer som skulle innebära allmänt ökad utlakning och erosion efter stubbuttag.

5.4 Kunskapsluckor

Det finns idag en mycket omfattande kunskap om effekterna av grotuttag och näringskompensation på mark och vatten som är baserad på regionala näringsbalanser, experiment och dynamisk modellering. Erfarenheterna har fått genomslag i Skogsstyrelsens nuvarande rekommendationer för skogsbränsleuttag och askåterföring. Inom detta område har vi dock identifierat ett antal kunskapsluckor som berör kopplingen mellan mark och vatten, förmågan att bedöma långsiktiga konsekvenser samt förmågan att öka precisionen vad gäller avvägningen mellan uttag och kompensationsåtgärder. Biobränslen från stubbar eller biomassa producerad genom behovsanpassad gödsling har fått ökad aktualitet under senare år, och här finns generellt större kunskapsluckor än för grotuttag och askåterföring. Beträffande kunskapsluckor om behovsanpassad gödsling hänvisas också till miljöanalysen av denna (Nordin m.fl. 2009b). I nedanstående beskrivning av kunskapsluckor refererar numren i parentes till ett kunskapsområde i tabell 5.4 (jmf. tabell 5.2).

Tabell 5.4. Översikt av kunskapsluckor (jmf. tabell 5.2).

| | Grotuttag | Stubbuttag | Näringskompensation | Behovsanpassad gödsling |
|-------------|-----------|------------|---------------------|-------------------------|
| Övergödning | 1 | 2 | 3 | 4 |
| Försurning | 5 | 6 | 7 | 8 |
| Miljögifter | 9 | 10 | 11 | 12 |

Kopplingen mellan mark och ytvatten har i tidigare kunskapssammanställningar identifierats som en osäkerhet vid bedömning av effekter av skogsbränsleuttag och näringskompensation, och behovet av ökad kunskap inom detta område kvarstår [nummer 1–7 i tabell 5.4]. Effekter i ytvattnet av markanvändningsåtgärder är ofta svåra att kvantifiera i experiment eftersom processer i marken, hela vägen från rotzonen till den bäcknära zonen, påverkar avrinningsvattnets kemi. Dessutom finns ett skalproblem, som har att göra med att ytvatten ofta integrerar markvatten från större arealer mark, inte bara det område där markanvändningsåtgärder gjorts. För att öka kunskapen om hur skogsbruksåtgärder påverkar ytvattnet krävs fortsatta experiment, och detta bör vara ett prioriterat område för framtiden. Experiment där mätningar görs i mark, markvatten, ytvatten samt i biomassa är viktiga för att få en helhetsbild av effekterna. Försurning och återhämtning har inte samma tidsförlopp i mark som i vatten, och det är därför svårt att säga något om effekter av en skogsbränsleåtgärd utan att studera båda. Vidare är valet av experimentområde av högsta vikt, så att ytvattnet som provtas är nära kopplat till skogsmarken där den aktuella åtgärden görs.

Det finns ett fortsatt behov av ökad kunskap om kopplingen mellan mark och ytvatten vad gäller effekter av stubbuttag och andra markstörningar på metylering och transport av kvicksilver [10]. Kviksilverproblematiken är dock inte unikt knuten till skogsbränsleuttag utan berör skogsbrukets metoder i allmänhet.

Ökad kunskap om hur skogsbränsleuttag och askåterföring påverkar upptag och vittring är viktigt för att öka förståelsen och förbättra modellerna [5–7]. Det råder viss diskrepans mellan modellresultat och mätresultat i långliggande försök med avseende på effekter av skogsbränsleuttag. Detta är ett intressant resultat som kan bero på brister i processbeskrivningen i modellerna. Tänkbara förklaringar är påverkan av skogsbruksåtgärder på upptag eller vittring. Generellt finns ett tydligt kunskapsbehov om vittring i skogsmark som berör skogsbrukets uthållighet i allmänhet, särskilt aktualiserat av alla framtidsscenarios som omfattar ökad produktion eller ökat biomassa-uttag, oavsett hur biomassa används.

Ökad processförståelse genom att ökad kommunikation mellan experiment och modellering kan minska osäkerheterna i riskbedömningen [1–8]. Under den senaste programperioden har de olika modellangreppssätten närmast sig varandra och gemensamma slutsatser har dragits utifrån de olika modellresultaten. Framöver är det viktigt att ta ett samlat grepp både på modellresultaten och på de experimentella resultaten. Tillämpning av olika modeller i långliggande försök är ett bra sätt att öka processförståelsen och därmed kunna förbättra modellerna.

Fortsatt uppföljning av långsiktiga försök är nödvändig för att ge svar på frågor om långsiktiga effekter [1–8]. Effekterna av skogsbränsleuttag och askåterföring måste bedömas i ett långt tidsperspektiv, omfattande hela omloppstider, men det saknas experimentellt baserad kunskap om effekter >30 år. Sverige har många långsiktiga försök inom ämnesområdet som är en unik resurs i ett internationellt perspektiv. Många försök har potential att leverera svar på frågor om skogsbränsleuttag och näringskompensation i tidsperspektiv som sträcker sig över en hel omloppstid. Forskningens fokus ändras också med tiden, och de långsiktiga försöken har visat en förmåga att vara användbara genom sådana skiften. Exempelvis har långsiktiga effekter av stubbuttag på kort tid kunnat undersökas då frågan aktualiserades för några år sedan, genom studier av gamla etablerade försök som tidigare inte rönt stor uppmärksamhet.

Ökad kunskap om interaktionen mellan kol och kväve i marken är viktig för att förstå risken för kväveutlakning i bestånd med hög kväveinlagring från deposition och behovsanpassad gödsling [1–4]. Interaktionerna mellan kol och kväve i marken, och hur de påverkas under olika förhållanden, är nyckeln till många miljörelaterade frågor inom skogsekosystemet, exempelvis vad gäller kolinlagring och kväveutlakning. Kombinationen av relativt hög kvävebelastning och stora fosforförluster vid biomassa-uttag kan innebära förhöjd risk för kväveutlakning. Det finns dock fortfarande stora kunskapsluckor vad gäller detta. Forskning på mikrobiella processer, parallellt med fortsatt arbete med att öka förbättra processbeskrivningen i dynamiska modeller, är viktigt för att minska dessa kunskapsluckor.

Ökad kunskap behövs för hur man optimerar askkompensation på beståndsnivå i den operativa verksamheten [3,7]. Ett stort steg framåt har tagits sedan förra syntesen vad gäller identifiering av askbehov på beståndsnivå, men det krävs en viss vidareutveckling av dagens verktyg för att kunna använda dem fullt ut i det praktiska skogsbruket. Fortsatta studier för att optimera dosen krävs även för att uppnå en god avvägning mellan avsedd effekt och risken för ökat kväveläckage och andra oönskade effekter.

Ökad kunskap om effekter av behovsanpassad gödsling genom fler försök behövs för att optimera tillväxten och minimera riskerna [4]. Behovsanpassad gödsling (BAG) är ett relativt nytt begrepp och antalet experiment är litet. Spridningen på kväveutlakningen i experimenten är mycket stor, och det krävs fortsatta experiment för att hitta optimal dos och optimalt gödslingsintervall för att förhindra kraftigt förhöjd utlakningen. Experimenten bör utföras på ett operationellt sätt i områden som anses vara aktuella för behovsanpassad gödsling och med varierande gödselmedelsammansättning. Det finns också stora kunskapsluckor om kväveutlakningen efter avverkning av bestånd som gödslats efter BAG-konceptet.

Klimatförändringar behöver inkluderas i scenarier och problembeskrivning i framtida skogsbruk med ökat skogsbränsleuttag [1–12]. Med stor sannolikhet kommer förhållandena i Sveriges skogar att förändras drastiskt inom loppet av bara en omloppstid, i och med den pågående klimatförändringen. Förändrad temperatur och nederbörd kommer att påverka ett stort antal processer i skogs-ekosystemet, bland annat tillväxt, nedbrytning, vittring och trädslagsfördelning. Detta i sin tur påverkar exempelvis försurningen och risken för kväveutlakning, men hur, var och i vilken omfattning är oklart. Dessutom kommer skogsbruket att påverkas på flera sätt. Blötare marker, ökad risk för körskador och ökade problem med insektsangrepp är troliga scenarier i ett förändrat klimat. Det är även viktigt att i detta sammanhang också räkna in indirekta climateffekter, till exempel intensivgödsling för ökad biomassaproduktion, där fortfarande stora osäkerheter finns beträffande miljöeffekterna.

Ökad kommunikation mellan forskning och skogsbruksåtgärder i praktisk verksamhet krävs för att ta fram verklighetsförankrade scenarier [1–12]. Det finns också skäl att förbättra sambandet och kommunikationen mellan forskningen och skogsbränsleuttag i praktisk verksamhet. Exempelvis är det viktigt för många frågeställningar att veta omfattningen av hur man idag i praktisk skala skördar skogsbränslen, vilka bränslen som är ursprunget till askor, och i vilken skala askor sprids. Idag finns en bristfällig statistik på detta område.

Ökade kunskaper om effekter av askåterföring på omsättningen av miljöföreningar [11].

Det finns en relativt god kunskap om miljöföreningars förekomst i skogsbränsleaskor. Däremot saknas kunskap på systemnivå om hur skogsbränsleanvändning och askåterföring påverkar förekomst och flöden av miljöföreningar, där skogsbrukets bidrag bedöms i relation till naturliga flöden och annan antropogen påverkan.

Skydd av kantzoner nära vattendrag vid skogsavverkningar eller näringstillförsel [alla]. Detta har visat sig vara av stor betydelse för att bevara vattendragens miljö och organismer. Utformningen av kantzoner behöver dock studeras närmare för att reda ut i vilken omfattning de kan avhjälpa störningar av olika omfattning från skogsbruket. Dessutom kan olika naturtyper vara olika känsliga och behöva kantzoner av särskilt karaktär för att optimalt avhjälpa störningar från skogsbruket.

6 Växthusgaser

Gustaf Egnell & Bengt Olsson

6.1 Inledning

Den föregående syntesen (Egnell m.fl. 2006) fokuserade under rubriken ”Växthusgaser och kol”, helt och hållet på kolbalanser orsakade av eventuella tillväxtminskningar efter skogsbränsleuttag och eventuellt ökad koldioxidavgång efter askåterföring. Därefter har debatten om andra viktiga växthusgaser såsom metan och lustgas intensifierats. Debatten om lustgas tog fart sedan nobelpristagaren Crutzen m.fl. (2008) pekade ut främst jordbruksmark som en stor källa till lustgasutsläpp. Samtidigt är kunskapen om lustgasemissioner från skogsmark förhållandevis begränsad, vilket kan leda till att felaktiga standardvärden används som skulle kunna ge en missvisande bild av skogarnas klimatpåverkan i rapporteringen enligt nuvarande och kommande politiska klimatavtal. Men det finns också anledning att befara ökad lustgasemission från skogsmark om ytterligare kväve tillförs skogsekosystemet i produktionshöjande syfte. Ett ändrat temperatur- och nederbörds klimat kan också förändra de potentiella utsläppen av lustgas och metan.

Frågan om biobränsels klimatnytta har analyserats med olika avgränsningar i tid och rum, vilket starkt har påverkat slutsatserna. Det har därför blivit allt viktigare att förklara vikten av dessa faktorer inklusive valet av energisubstitution när skogens och skogsbiomassans klimateffekt beräknas. Till exempel innebär även förbränning av koldioxidneutrala skogsbränslen koldioxidutsläpp som har en omedelbar klimateffekt, medan koldioxid avges långsamt till atmosfären allt eftersom ej skördade avverkningsrester bryts ner naturligt i referensfallet. Följande framställning är begränsad till skogsbränsels påverkan på växthusgasbalanser, inte dess klimateffekter. Det är också viktigt att poängtera att bioenergin inte rimligen kan bära hela växthusgaskostnaden för skogsbruket utan den måste fördelas över alla andra skogsprodukter.

Klimatforskningen är sedan länge mycket omfattande och klimatfrågor är en av de centrala delarna i samhällsdebatten och står högt på den politiska agendan. Skogen och skogstillväxten spelar som sådan en betydande roll i Sveriges klimatpolitik och rapportering enligt Kyotoavtalet, och skogsbränslen bidrar till detta genom att utsläppen från dessa inte räknas in. (Naturvårdsverket 2011). Denna kunskapssammanställning begränsas i första hand till den forskning som initierats av Energimyndighetens bränsleprogram med syftet att klargöra växthusgasbalansen vid ökad skörde- och produktionsintensitet för att öka tillgängligheten på skogsbränsle samt vid askåterföring.

6.2 Dagens tillstånd

Sverige har fastställt mål för minskade utsläpp av växthusgaser och de svenska utsläppen av växthusgaser skall som ett medelvärde för perioden 2008–2012 vara minst fyra procent lägre än utsläppen år 1990. Strategin för att uppnå dessa mål

bygger på bland annat på effektivare användning av energi, samt omställning av energisystemet mot förnybara energislag såsom bioenergi från skogen. Om bioenergi ersätter fossila bränslen uppnås en nettominskning av koldioxidutsläppen över tid. Nettoeffekten av ökat skogsbränsleutnyttjande beror på den totala växthusgasbalansen vid skogsproduktion och uttag av skogsbränsle tillsammans med transport och vidareförädling till energibärare, samt vilket energislag som ersätts.

En alternativ strategi för att använda skogen till att minska växthusgasemissionerna är att istället inrikta sig på att lagra så mycket kol som möjligt i skog och skogsmark. I en litteraturgenomgång kring detta koncept konstateras att riskerna (storm, sjukdomar och brand) med att ensidigt rikta in sig på att maximera kolinlagringen är så pass stora – inte minst vid ett föränderligt klimat – att det inte kan rekommenderas som en generell metod (Galik & Jackson 2009).

6.3 Kunskapsläget

I en litteraturgenomgång av Dalal & Allen (2008) presenteras nettoflöden av de viktigaste växthusgaserna koldioxid (CO_2), metan (CH_4) och lustgas (N_2O) från ostörda naturliga ekosystem. Där konstateras att de flesta naturliga ekosystem minskar potentialen för global uppvärmning genom att ha en negativ nettobalans av växthusgaser. För skogsmark anges $-0,03 \pm 0,35$ ton CO_2 -e (koldioxid-ekvivalenter) per hektar och år i tropiska skogar, $-0,90 \pm 0,42$ ton CO_2 -e per hektar och år i tempererade skogar och $-1,18 \pm 0,44$ ton CO_2 -e per hektar och år i boreala skogar. Detta i huvudsak genom inbindning av kol i träd, växter och mikroorganismer samt inlagring av kol i marken. Den naturliga boreala skogen är alltså effektivare i att nettobinda växthusgaser än tempererad och tropisk skog trots att inbindningen av kol via fotosyntes är vida överlägsen i den tempererade och den tropiska skogen. Enligt litteraturgenomgången beror detta i första hand på den avsevärt lägre N_2O -emissionen från boreala skogar i jämförelse med tempererade och tropiska skogar, men den långsamma nedbrytningen av organiskt material i borealt klimat bidrar också.

Jämförande siffror i form av skattningar av inlagring av markkol i svensk brukad skogsmark baserat på riksskogstaxeringens eller ståndortskarteringens data pekar på en kolinlagring av i storleksordningen 120–130 kg kol per hektar och år (Ågren m.fl. 2008) och upp till 250 kg per hektar och år (Berg m.fl. 2009). Omräknat till koldioxid motsvaras detta av 0,5–0,9 ton CO_2 per hektar och år. Till detta kommer inbundet kol i trädbiomassan.

Rör vi oss från naturliga ekosystem mot skötta skogar med målet att producera timmer, massaved och skogsbränsle öppnas en del frågor rörande dessa skogars växthusgasbalans. Många av dessa frågor kopplar till skogsbruk och virkesproduktion i stort medan andra berör just skogsbränslesortimentet. Det senare lyfts fram här, nämligen:

1. Hur påverkar uttag av näringsrikt skogsbränsle såsom grot skogsproduktionen och därmed kolinbindningspotentialen i nästa skogsgeneration/det kvarvarande beståndet (berörs i första hand under kapitel 4)?

2. Hur påverkar uttag av grot och stubbar direkt mängden kol i marken, samt graden av markskador/störning och dess effekt på
 - a. skogens och skogsmarkens växthusgasbalans under hygges- och ungskogsfasen?
 - b. vattentransport av kol från skog och skogsmark ut i vattendrag, sjöar och hav (där de till del avgår som växthusgaser)?
3. Hur påverkar kompensation för skogsbränsleuttag med skogsbränsleaska skogens och skogsmarkens växthusgasbalans?
4. Växthusgasbalansen i 1–3 tillsammans med växthusgasemissioner vid uttag, transport, ev. vidareförädling och substitution
5. Hur påverkar intensivare skogsproduktionssystem, påkallat av skogsbränslemarknaden, växthusgasbalansen? Viktiga frågor här rör hur växthusgasbalansen påverkas av
 - a. kvävegödsling på fastmarker
 - b. askgödsling och dikning av skogliga torvmarker
 - c. kortare omloppstider

På kort sikt är det främst frågorna som kopplar till ökade uttag och askåterföring som är av direkt praktiskt intresse då detta är en verksamhet som pågår i någon större skala och där intensiteten förväntas öka förhållandevis snabbt. Detta medan olika former av intensiva skogsskötselsystem kommer att få begränsad omfattning med dagens prissättning på skogsbiomassa och en relativt konservativ bransch med lång period mellan investering och avkastning.

6.3.1 Ökad skördeintensitet – Stubbar och grot

När stubbar åter blev aktuella som skogsbränsle på en allt hetare skogsbränslemarknad blev frågan om kolbalansen vid stubbuttag särskilt uppmärksam. Flera faktorer kan påverka kolbalansen efter uttag av skogsbränslen. Grot och stubbar som skördas och förbränns innebär en tidigare och mer omedelbar emission av koldioxid än om de skulle brytas ner i naturen. Denna tidigareläggning kan ses som en koldioxidskuld där återbetalningstiden bestäms av takten i ny skogsproduktion och nedbrytningen av biomassan om den hade lämnats kvar. För det enskilda beståndet uppstår därför en koldioxidskuld som tar längre tid att kompensera om skogsbränslet ifråga produceras långsamt eller bryts ner långsamt. Grot som produceras i södra Sverige är i det perspektivet ett bättre alternativ ur klimatsynpunkt än grot som produceras i Norrland där både nedbrytning och produktion av grot går långsammare. På samma sätt är grot att föredra framför stubbar då de senare bryts ner långsammare (t.ex. Repo m.fl. 2011). Till dessa direkta effekter kan läggas eventuella indirekta effekter av skogsbränsleuttag, d.v.s. påverkan på skogsproduktion och fastläggning respektive mineralisering av kol i marken, samt eventuell påverkan på emissioner av lustgas och metan.

Bland de indirekta effekterna av skogsbränsleuttag på kolbalansen har påverkan på framtida skogsproduktion en särställning eftersom skogsproduktion är den mest dynamiska komponenten och samtidigt den som är lättast att påverka genom lämplig skogsskötsel. Som visats ovan och i tidigare kunskapsynteser förefaller inte skogsproduktionen att påverkas nämnvärt av uttag av stubbar – medan uttag av grot kan leda till minskad produktion (jfr. figur 4.8, Egnell m.fl. 2007).

Inom Bränsleprogrammet har studier av växthusgasbalanser efter skogsbränsleuttag genomförts på olika rumsliga nivåer och på olika komplexitetsnivåer (Tabell 6.1): I den rumsliga skalan kan man skilja på effekter på kollager i marken, trädbeståndet och ekosystemet (summan av förrådsförändringar i mark och biomassa/vegetation över enskilda bestånd), landskapet och nationen. Efter komplexitetsaxeln kan man urskilja de direkta, omedelbara effekterna av skogsbränsleuttag på kolförråden i marken, ekosystem och på landskapsnivån, samt de indirekta effekterna. Till de senare räknas möjligheten att markomrörning och störning ökar eller minskar markrespirationen eller emissionen av andra växthusgaser än koldioxid, samt att skogsproduktionen påverkas av till exempel förändrad näringstillgång. De indirekta effekterna kan ha såväl positiva som negativa effekter på kolinbindningen i ekosystem. I många fältstudier kan man inte skilja på direkta och indirekta effekter, medan modellsimuleringar å andra sidan som regel utesluter indirekta effekter. Slutligen kan man urskilja den komplexitetsnivå där man genomför livscykelanalyser (LCA) av energiutbytet och växthusgasbalansen för hela kedjan från skogsekosystem till energiutvinning.

Direkta effekter av stubbuttag på nationell nivå

På en i skogliga sammanhang kort sikt lagras kol i stubbar som en sänka, men på lång sikt blir stubben en kolkälla i takt med att den bryts ner. Melin m.fl. (2009) har utvecklat nedbrytningsfunktioner för stubbar, baserat på ett material från en kronosekvens omfattande 99 stubbar av olika ålder. En genomsnittlig nedbrytningstakt för stubbar och rotsystemet befanns vara 4,6 % per år. Resultatet ligger nära andra kronosekvensstudier från tempererade och boreala miljöer. En konsekvens av resultatet är att i genomsnitt 50 % av stubben och rotsystemets biomassa återstår efter 15 år, och 5 % återstår efter 64 år. Med andra ord krävs ungefär en omloppstid för att nå en nära fullständig nedbrytning av stubbar och rötter. En kombination av riksskogstaxeringens data över aktuell avverkning under åren 1994–2003 och Melin m.fl. (2009) funktioner för stubbars nedbrytning ger en årlig ökning av stubbkol i svensk skogsmark motsvarande 6,5 M ton. Sett över en omloppstid blir skillnaden i kolbalans mellan uttag av stubbar och att lämna dem relativt liten – medan skillnaden kan bli relativt stor om jämförelsen görs över en kortare tidsperiod.

Tabell 6.1. Studier inom Bränsleprogrammet av stubb- och grotuttagets effekter på kol- eller växthusgasbalanser. Indirekta effekter avser här förändrad markrespiration p g a av markstörning och förändrad skogsproduktion p g a förändrad näringstillgång.

| Komplexitetsnivå | Rumslig nivå | | | | |
|--|--------------|-----------|-------------|------------|----------|
| | Marken | Beståndet | Ekosystemet | Landskapet | Nationen |
| Direkta effekter | 1, 9 | 9 | 6, 10 | 7 | 1, 10 |
| Indirekta effekter på mark och produktion | 2 | 2 | 2 | | |
| Nettoeffekter: direkta och indirekta | 3 | | 4, 5 | | 10 |
| LCA nettoeffekter inkl. ekosystem och energieffektivitet | | | 8 | | |

Nummer i tabellen är hänvisning till följande studier:

1. Melin m.fl. 2009.
2. Mjöfors & Johansson. 2010
3. Strömgren m.fl. manuskript
4. Grelle 2011
5. Strömgren m.fl. manuskript
6. Ågren m.fl. 2010
7. Eliasson m.fl. 2011
8. Lindholm m.fl. 2010a, 2011
9. Egnell m.fl. 2007
10. Lundblad m.fl. 2009

Direkta effekter av stubb- och grotuttag på ekosystemnivå: modellberäkningar av kolförrådsförändringar

Två studier har undersökt effekten av stubb- och grotuttag på kolinlagringen i ekosystem med hjälp av modeller. Dessa inkluderar enbart de direkta effekterna.

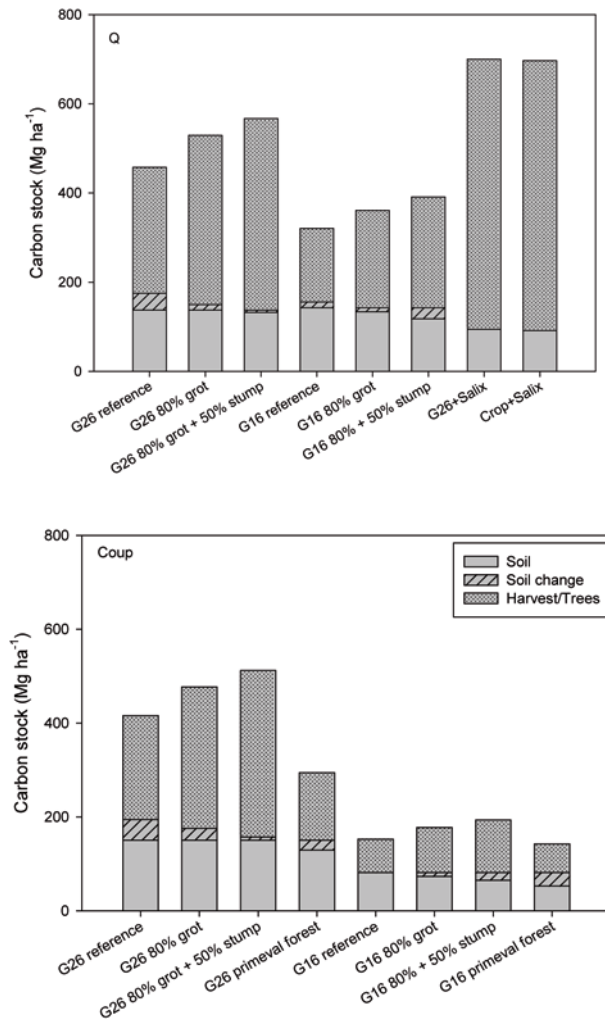
I kunskapssammanställningen rörande uttag av stubbar (Egnell m.fl. 2007, kapitel 4) redovisar Hyvönen och Grelle en modellberäkning av hur uttag av grot respektive stubbar påverkar kolbalanser för några fiktiva gran- och tallbestånd i Mellansverige. Syftet var att sätta kolet i skördad biomassa i relation till andra kolflöden under en omloppstid. Modellberäkningen utgår från typiska beståndsutvecklingar och beräknar biomassaproduktion och mortaliteten (förnabildning) både ovan och under mark. Nedbrytning av beståndens förnproduktion representerar den så kallade heterotrofa koldioxidavgivningen medan biomassatillväxten representerar all nettoprimärproduktion (fotosyntes minus den så kallade autotrofa koldioxidavgivningen). Tre olika scenarier för uttag applicerades: (1) enbart uttag av stammar; (2) uttag av stammar och grot (30 % av all grot kvar i skogen); (3) uttag av stammar, grot och stubbar (30 % av grot och stubbar kvar i skogen). Modellberäkningarna visade följande:

1. Den största delen av nettoprimärproduktionen (ca 60 %) under omloppstiden förloras som förnproduktion och av denna del kommer ca 20 % att finnas kvar i marken efter omloppstidens slut. Till största delen har förnan sitt ursprung i döda barr och finrötter. Av den kvarvarande delen av den totala primärproduktionen, d.v.s. den stående biomassan, utgör stamuttag vid gallring och slutavverkning ungefär hälften av den totala biomassan.

2. Under en period av ca 20 år efter avverkning och enbart stamuttag är koldioxidavgivningen från det avverkade beståndets rotsystem och grot större än fotosyntesen, och bestånden är då kolkällor. Granbestånd har större gren och barrbiomassa än tall och därför är koldioxidavgivningen större i avverkade granbestånd än i tallbestånd. Under den senare delen av beståndsutvecklingen är de kolsänkor. Nettoinbindningen av kol är då i storleksordningen 4–6 ton C/ha år för i granbestånd och 2–3 ton C/ha år i tallbestånd.
3. Grotuttag (70 % av potential) i kombination med stamuttag innebär att mängden kvarlämnad organisk substans i rotsystem, stubbe och grenar minskar till 60 % av mängden vid enbart stamuttag. Om dessutom stubbar tas ut (70 % av potential) resulterar det i en motsvarande sänkning av kvarlämnad organisk substans till ca 30 % jämfört med enbart stamuttag.
4. Beräkning av den heterotrofa koldioxidavgivningen under omloppstiden visar att nedbrytning av stubbar och hyggesrester ovan mark dominerar den totala koldioxidavgivningen under en period av ca 20 år efter avverkning. Det är denna puckel som man kan lyfta in värmeverken och göra energi av. Den kommer ut förr (värmeverket) eller senare (om de ligger kvar i skogen).

Inom Bränsleprogrammet analyserade Ågren m.fl. (2010) kolbalanser vid förändrad markanvändning föranledd av biobränsleproduktion. De använde två olika mekanistiska modeller (Q-modellen och COUP-modellen) för att simulera kolförråden i mark och biomassa i två granbestånd i olika klimatlägen i Sverige (G26 Växjö, G16 Lycksele). I referensscenariot antogs att enbart stammar skördades; i ett scenario med grotuttag skördades dessutom 80 % av all grot, och i ett scenario med grot- och stubbuttag skördades dessutom 50 % av stubbarna. Ett naturskogsscenario med fri utveckling utan skörd simulerades med Coup-modellen. Dessutom simulerades kolförrådets utveckling vid markanvändningsförändringar; plantering med Salix på jordbruksmark respektive plantering med Salix på skogsmark (figur 6.1).

De två modellerna gav kvalitativt likartade simuleringsresultat men med vissa skillnader i t.ex. utvecklingstakten för skogsbestånden. Inte i något scenario skedde någon större förändring av markens kolförråd. Referensscenariot gav en liten ökning i kolförråd medan grot- och stubbuttag gav en liten minskning. Naturskogsscenarioresultatet resulterade i ett minskat kollager. Sammantaget ökade den totala kolbalansen (inklusive skördad biomassa) påtagligt i ekosystemet i scenarier med skörd. För det enskilda beståndet innebar visserligen skörd av skogsbränslen minskade kollager i marken, men dessa överkompenserades med en ökad total produktion.



Figur 6.1. Förändring i kolförråd som resultat av olika skördeintensiteter och markanvändning beräknade med Q-modellen (övre figuren) och Coup-modellen (undre figuren) (Ågren m.fl. 2010). Den nedre helgrå delen i varje stapel visar kolförråden vid början eller slutet av simuleringarna. Den streckade delen visar förändringen i kolförråd i relation till initiala förråd (inte fallet för Salix-scenariot); ökning eller minskning är ställda i relation till referensscenariots helgrå stapel. Den prickade delen av stapeln visar mängden kol som har förts bort i skörd med undantag för naturskogen där den visar kolförrådet i träden. Den prickade vågräta linjen visar initial kolmängd i referensscenariot. Scenarierna i Q-modellen är från vänster till höger: G26 referens, G26 80% grot, G26 grot + 50% stubbar, därefter motsvarande G16-scenarier samt scenarier för ändrad markanvändning G26+Salix, åkermark+Salix. För Coup-modellen finns resultat från grot- och stubbuttag samt naturskogsscenarioet.

Indirekta effekter på markkol och biomassaproduktion: fältförsök med markberedning

Erfarenheterna från markberedningsförsök kan användas för att få en omfattning om hur stubbrytningens markomrörning påverkar kolbalansen. Jämförelser med markberedning bör dock ske med viss reservation eftersom det saknas empiriska studier som jämför effekten av stubbuttag med markberedning. Vid markberedning

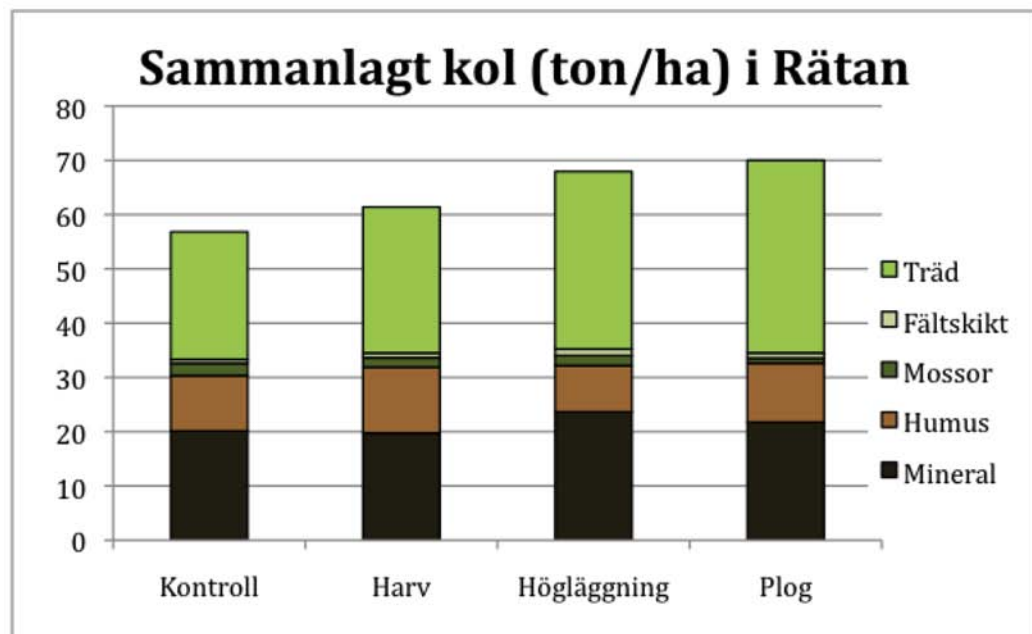
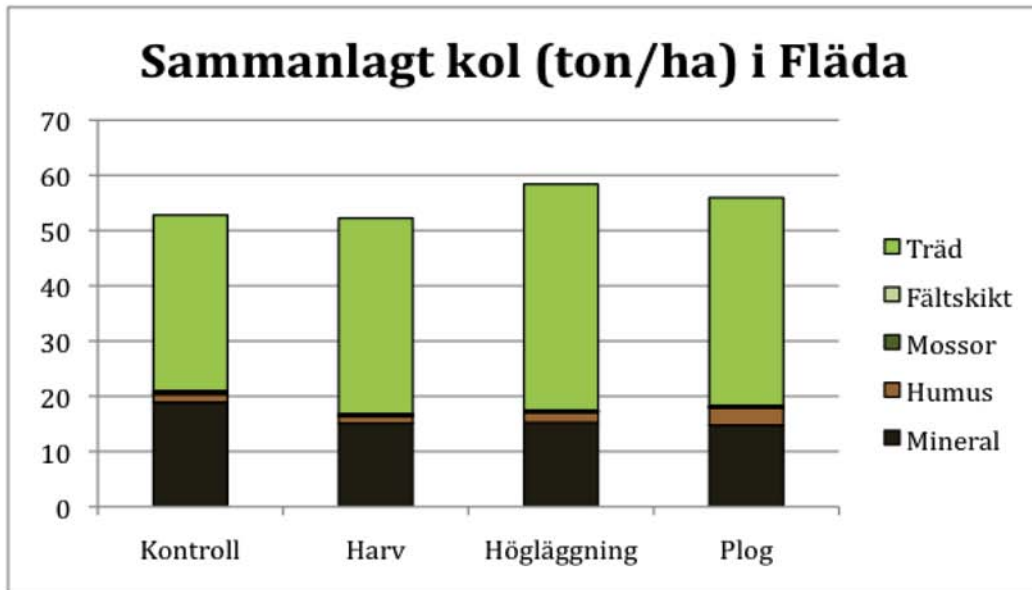
sker inget ökat uttag av biomassa. Studier av markberedningens effekter ger därför en god möjlighet att bedöma den rena indirekta markeffekten utan skördeuttagets och näringsförlusternas effekt på produktionen.

Ett projekt inom Bränsleprogrammet har inventerat kolförråden i marken och träden i två äldre markberedningsförsök anlagda under tidigt 1980-tal (Mjöfors & Johansson 2010). I försöksserien ingår ej markberedda kontrolltytor, höglagda, harvade och hyggesplogade ytor. Hyggesplogningen står här för den mest intensiva markbehandlingen – en metod som idag inte är tillåten i svenskt skogsbruk. Kolförrådet i mark (ner till 30 cm i mineraljorden), fält och bottenskikt samt i det planterade contortabeståndet mättes in under 2007. På båda lokalerna resulterade högläggning i totalt större kolförråd än i kontrollen och i det norrländska försöket var kolförråden större i både plogade och höglagda ytor. Skillnader mellan behandlingar i kolförråd för träden, marken eller enskilda markskikt var inte signifikanta var för sig (figur 6.2). Det fanns dock en stark tendens att högre totala kolförråd efter stark markberedning orsakades av högre trädbiomassa, d.v.s. främst var resultatet av ökad tillväxt. I Fläda fanns en tendens till mindre förråd av markkol efter markberedning. Resultaten ger således inget stöd för hypotesen att markstörning skulle ge avsevärda totala kolförluster på sikt. De visar vidare att markberedning stimulerar tillväxten av nästa skogsgeneration vilket också avspeglar sig i en ökad förnaproduktion och därmed uppbyggnad av kolförrådet i mark. På detta sätt kan markkolsförluster under hyggesfasen kompenseras av ökad skogsproduktion och därmed ökad förnaproduktion senare under det skogliga omloppet. Återigen visar detta på vikten av att värdera skogens och skogsbrukets växthusgasbalans över minst en omloppstid.

Resultaten här överensstämmer också med en tidigare studie där det totala kolförrådet i bestånd och mark ner till 50 cm djup inte påverkats i negativ riktning 10 år efter en helplöjning där hela markytan stördes och det organiska skiktet vändes ner och överlagrades med mineraljord med hjälp av en konventionell jordbruksutrustning (Nordborg m.fl. 2006).

Indirekta och direkta effekter av stubb- och grotuttag på ekosystemnivå: fältexperiment

Om man mäter koldioxidavgång från marken efter avverkning skulle man förvänta sig lägre emissioner efter stubbuttag på grund av att det finns mindre mängd organiskt material kvar som kan brytas ner och avge koldioxid. Å andra sidan misstänks ökad omrörning av stubbuttag eller markberedning kunna öka kolmineraliseringen och därmed koldioxidemissionen. Körskador som bl.a. innebär markkompression och ökad markfuktighet kan också förändra kolmineraliseringen lokalt. Man kan också misstänka att stubbskörd bara delvis inkluderar trädens finrötter, som förmodas vara den del av rotsystemet som på kort sikt är den största koldioxidkällan. Fältmätningar av koldioxidemissioner kan därför vara svårtolkade, särskilt på hyggen.



Figur 6.2. Totalt kolförråd (ton/ha) 27 år efter markberedning och plantering (contorttall) fördelat på trädbiomassan, fältvegetation, bottenvegetation (mossor), humuslager och i mineraljorden ner till 30 cm djup i försöken Fläda (Östergötland) och Rätan (Jämtland). Från Mjöfors & Johansson 2010.

Inom Bränsleprogrammet har kortsiktiga effekter av stubbuttag på växthusgasflöden undersökts i ett par fältstudier. I ett nyanlagt försök i Karlsheda (Småland) jämfördes markandningen efter stubbuttag med ostörda ytor under några månader (Holmström 2008, Strömgren 2009). Mätningar av koldioxid, metan och lustgas gjordes direkt i anslutning till stubbuttaget och på många provpunkter (11 cm Ø) inom varje yta. En kort ökad puls (60 % mer CO₂) registrerades efter stubbuttaget under de först två veckorna – därefter registrerades ingen skillnad mellan

behandlingarna. Man observerade inga emissioner av metan eller lustgas. Med samma teknik mätte Strömngren (2009) koldioxidflöden från marken i ett nyanlagt försök i Stadra (Närke) under drygt två år efter stubbuttag. Försöksleden som jämfördes var stubbuttag och markberedning (högläggning med stubbarna kvar) och i båda leden hade grot skördats innan behandlingarna. Omkring 3/4 av marken i stubbrutna ytor klassades som påverkad i något avseende jämfört med 1/3 i markberedda ytor. Till skillnad från studien i Karlsheda mättes inga skillnader i markrespiration mellan försöksleden. Andra erfarenheter från Stadra var att stubbskörd resulterade i mer utbredda körskador än högläggning, och att mark som påverkats av körskador hade lägre koldioxidemissioner året efter stubbskörd. Slutavverkningen innebar också en generell förändring i fuktighetsklass från frisk till fuktig typ. En slutsats av dessa studier är att stubbuttag förefaller ha liten eller ingen kortsiktig effekt på koldioxidemissionen i jämförelse med markberedda hyggen medan de långsiktiga effekterna ännu är okända. Tre tänkbara förklaringar till att ingen skillnad registrerats mellan behandlingarna är att (i) det i första hand är finrötter som bryts ner under de första åren och dessa blir till stor del kvar även på stubbskördade ytor, eller att (ii) den markstörning som stubbskörden orsakat har ökat omsättningen av annat organiskt material på hygget, eller att (iii) koldioxidflöden från övrigt hyggeskol är så stort i förhållande till det med sitt ursprung i stubbarna att det senare flödet överskuggas.

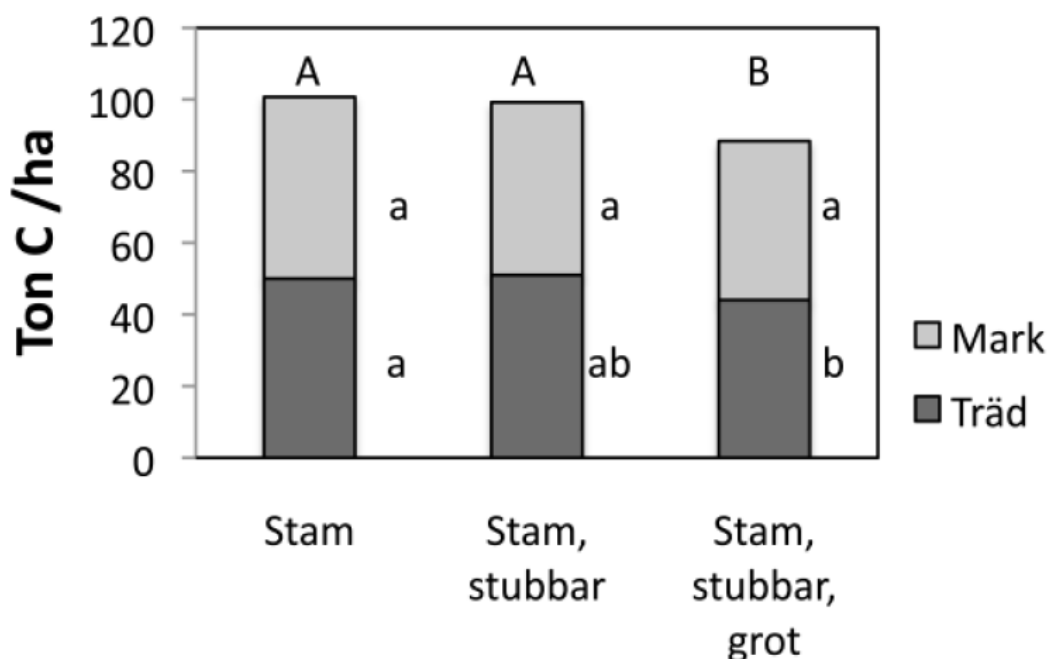
Vid sidan av punktvisa mätningar av markrespiration kan koldioxidbalansen för större områden (> 1 ha) mätas kontinuerligt med mikrometereologisk metodik för flödesmätningar (*eddy-correlation*). Inom Bränsleprogrammet använde Grelle (2011) denna metod för att mäta koldioxidbalansen över hela Stadra-försöket, som till största delen bestod av områden med stubbuttag. Mätdata från ett hygge i Skyttorp (Uppland) användes som referens, efter en kalibrering för att jämställa ytornas klimat. Grelle (2011) fann att nettoavgången av koldioxid i Stadra (40 ton CO₂/ha under 4 år) var ungefär 50 % högre än referensen i Skyttorp under motsvarande tid (25 ton CO₂/ha) med stubbarna kvar. Om man dessutom kalkylerar med nedbrytning av stubbar enligt Melin m.fl. (2009) skulle 8 av dessa 25 ton CO₂/ha komma från nedbrytningen av stubbar. Grelle (2011) drog slutsatsen att den betydligt högre koldioxidavgången från Stadra orsakades av indirekta effekter av stubbrytningens markomrörning. Även om värdet av Skyttorp som referens kan ifrågasättas ger resultatet en tydlig indikation på att indirekta effekter i samband med stubbuttag kan vara betydande.

Grelle (2011) jämförde också koldioxidbalansen för två närliggande områden i Toftaholm (Småland) under 5 år efter att stormen Gudrun fällt bestånden 2005. I det ena beståndet skördades stubbarna 2007 och det andra lämnades stubbvältorna kvar efter uttag av stammar. Jämförelsen visade att stubbuttaget 2007 ledde till ökade koldioxidavgång under 1,5 år genom markstörningens indirekta effekter. Därefter minskade koldioxidavgången i stubbskördade områden, troligen på grund av mer utvecklad markvegetation och minskad markrespiration. Den ackumulerade koldioxidavgången i områden med stubbar kvar var efter 5 år högre än i området där stubbvältor skördades och skillnaden motsvarade den som kunde förväntas av koldioxidavgången från nedbrytning av kvarvarande stubbar.

Strömgren m.fl. (manuskript) undersökte kolförråden i mark och träd- och markvegetation i 4 fältförsök med stubbuttag 25 år efter skörden. Försöken ligger i Halland, Dalarna och Västerbotten och jämförde effekten av stubbuttag med enbart stamuttag, samt grot och stubbuttag i kombination. Man fann att stubb- och grotuttag i kombination ledde till signifikant lägre kolförråd totalt, och effekten bestod huvudsakligen i mindre kolförråd i marken. Enbart stubbuttag hade däremot ingen signifikant effekt. Effekterna varierade med lokal (figur 6.3). Figur 6.3 indikerar lägre kolförråd även i träden då både stubbar och grot skördats. Den effekten var emellertid inte statistiskt säkerställd.

Livscykelanalyser av stubb- och grotuttag på beståndsnivå

En modellbaserad studie av hur växthusgasbalanser vid stubb- och grotuttag varierar över tid gjordes av Repo m.fl. (2011). De jämförde den koldioxidemission som tidigareläggs vid förbränning av skogsbiomassa med den som annars skulle avges långsamt vid nedbrytning om grot och stubbar istället lämnades kvar vid avverkning. Resultaten visade att nettoemissioner orsakade av förbränning av skogsbränslen inledningsvis var stora men att de minskade successivt under den påföljande omloppstiden, samt att nettoemissionerna var högre för stubbar än för grot. En analys som även inkluderade insatsenergin för att skörda och leverera skogsbränsle visade att uttag av stubbar ger en positiv växthusgasbalans jämfört med naturgas först efter 22 år, och efter 4 år för grot.



Figur 6.3. Effekten av grotuttag och grot+stubbtag på kolförrådet i trädbiomassa och i marken (humus och i mineraljorden 0 – 20 cm) 25 år efter uttag. Medelvärden från 4 försök; Tönnersöheden (gran, Halland), Slogberget (gran) och Parlahöjden (tall) i Dalarna och Lyckan (tall) i Västerbotten. Statistiskt signifikanta skillnader mellan behandlingar visas med små bokstäver.

Vid jämförelse med olja uppstår en positiv effekt några år tidigare och jämfört med kol uppstår den omedelbart.

Inom Bränsleprogrammet analyserade Lindholm m.fl. (2010a, 2010b, 2011) skogsbränslecykelns påverkan på växthusgaser med LCA-metodik där olika system för uttag av stubbar jämförs med olika system för uttag av grot. En första del omfattade den tekniska sidans energieffektivitet, d.v.s. förhållandet mellan energiutvinning i relation till mängden insatt energi i form av fossila bränslen. Slutsatser var att energieffektiviteten beror av geografiskt läge, typ av skogsbränsle och tekniskt system. Energivinsten i förhållande till insatsenergin för de olika grotssystemen landar mellan 20 och 42, medan balansen för stubbuttag ligger mellan 22 och 24 (Lindholm m.fl. 2010 a, 2010 b). Detta är bra energibalanser även jämfört med olja och kol. Transportavstånd har stort inflytande på energibalansen. Då den praktiska erfarenheten av till exempel buntning av grot och stubbar är liten finns potential att förbättra energibalansen. Resultatet överensstämmer till stora delar med en tidigare finsk studie (Wihersaari 2005).

Lindholm m.fl. (2011) beräknade växthusgasbalanser av stubb- och grotuttag inklusive förändringar i förråd av markkol för två granbestånd, ett i södra och ett i norra Sverige. Modellerna beskrev förändringar i markens kolförråd över tid beroende på förnaproduktion och nedbrytning (Q-modellen) respektive produktion av ny biomassa (ProdMod). Dessutom antogs att grot och stubbar användes för att substituera kol eller naturgas i kraftvärmeverk, och man följde EUs (2009) och IPCCs (2006) metoder för att beräkna förändringen av markens kollager över olika tidsperioder. Resultatet visade i likhet med Repo m.fl. (2011) att skogsbränslen har en tidsberoende effekt på växthusgasbalanser. I det långa tidsperspektivet uppstod en tydlig besparing i nettoutsläpp av växthusgaser jämfört med kol och gas, men effekten uteblev i det korta tidsperspektivet (20 år). Stubbar bryts ner långsammare än grot och i norr går nedbrytningen generellt långsammare än i södra Sverige. Dessutom är skogsproduktionen, som i det långa loppet kompenserar för kolförluster, också långsammare i kallare klimat. Det innebär att det tar längre tid innan skogsbränslen uppnår en positiv växthusgasbalans, särskilt i kalla klimat, och särskilt för stubbar jämfört med grot.

Lindholm m.fl. (2010 a) drog slutsatsen att effekterna av grot- och stubbuttag är fördelaktiga jämfört med fossilbaserade alternativ när det gäller såväl insatsenergi som utsläpp av klimatgaser på lång sikt. Insatsenergin var generellt mycket liten i de undersökta systemen och säkert fastställd. De långsiktiga klimateffekterna är emellertid något osäkra på grund av brist på kunskap när det gäller bland annat de indirekta effekterna av markomrörning vid stubbuttag. På kort sikt avgörs klimatnyttan av framförallt av beräkningssättet och val av referensbränsle (naturgas eller kol).

Kolbalanser för stubbuttag och grotuttag på landskapsnivå: modellberäkningar

Analyser av växthusgasbalanser för enskilda skogsbestånd har påvisat dynamiska förlopp över en omloppstid och flera bedömningar av skogsbränslets klimatnytta grundar sig på analyser av det enskilda beståndet. En mer rättvisande bild av den samlade effekten av en åtgärd inom skogsbruket på växthusgasbalanser erhålls om den beräknas på landskapsnivån.

En analys av effekten av grot och stubbuttag på ekosystemets kolbalans på landskapsnivån gjordes av Eliasson m.fl. (2011) med hjälp av Q- och COUP-modellen (delvis även i Ågren m.fl. 2010). För simuleringarna antogs ett landskap med en jämn fördelning av alla beståndsåldrar, vilket för övrigt är motiverat av behovet av en uthållig, kontinuerlig produktion av råvara till skogsindustrin. När en ny skördenivå introduceras i landskapet, t.ex. stubbuttag, sker inte detta i alla bestånd, bara i de som avverkas. Man skattade effekten på kolförråd i mark och trädsikt av att introducera grotuttag på landskapsnivån (80 % av all grot på beståndsnivån efter gallring och slutavverkning), respektive effekten av grotuttag i kombination med stubbuttag (50 % av alla stubbar i alla slutavverkade bestånd) och jämförde detta med skattningar för en referens med enbart stamuttag. Man antog vidare att uttag av grot eller stubbar inte medförde indirekta effekter i form av påverkan på framtida skogsproduktion eller kolmineralisering i marken. Landskapets genomsnittliga trädbiomassa var därför konstant över tid i de två fiktiva landskap/bonitetstyper som analyserades: gran i södra (G26, Växjö) respektive norra Sverige (G16, Lycksele). Kolbalansen för landskapen över tid bestäms då av förändringar i markens kollager och den aggregerade mängden kol i producerad biomassa som skördas. Kolbalansskattningarna tog inte hänsyn till koleffekten av olika sätt att använda den skördade biomissan till exempel genom substitution.

Simuleringar med båda modellerna visade att markens kolförråd minskar som en följd av att man introducerar skogsbränsleuttag (figur 6.4). Minskningstakten är snabbast i början och avtar successivt. Emellertid kompenseras minskningen i markkol flera gånger av den aggregerade mängden skördad biomassa. Eliasson m. fl. (2011) drog slutsatsen att den vinst i kolbalans som uppstår på landskapsnivån genom ökade biomassauttag uppstår omedelbart och ökar linjärt över tiden, medan minskningen i markkol var fördröjd och avtagande. Skillnaden mellan dessa poster är den positiva, aggregerade kolbalansen som var stabil över tid för alla landskap under förutsättning att skogsskötsel, skogsproduktion, växthusgasemissioner och miljöförhållanden i övrigt inte förändrades. Till skillnad från slutsatser som dragits av t.ex. Repo m.fl. (2011) och Lindholm m.fl. (2011) finns, då hela produktionslandskapet beaktas istället för enbart de bestånd som skördas, ingen inledande fas då skogsbränslen har en negativ koldioxidbalans i jämförelse med fossila bränslen. Ett annat sätt att uttrycka resultatet är att kolförlusterna i landskapet är mycket små jämfört med kolet i skördad biomassa, som kan användas för att ersätta fossila bränslen.

Kolbalansberäkningar på nationell nivå: beräkningar baserade på riksskogstaxeringens data

SLU har haft ett regeringsuppdrag att ta fram prognoser för flöden av växthusgaser från skog och mark, vilket slutredovisades i december 2009 (Lundblad m.fl. 2009). Med referensscenariot i SKA-VB 08 som underlag får man en relativt konstant inlagring i skogsbiomassa under perioden 2010-2030 med dryga 20 M ton CO₂ per år. Prognoserna visar vidare att en ökning av grotuttaget från dagens nivå på 8 TWh till 15 TWh år 2030 ger en minskning av kolinlagringen med 4–6 % under perioden, medan uttag av stubbar motsvarande den andel som skattats som

tillgänglig enligt SKS nuvarande rekommendationer (25 TWh), ger en minskad inlagring med 6 % i början av beräkningsperioden för att 2030 uppgå till 18 %. Störst effekt på kolinlagringen har emellertid avverkningsnivån där en minskning med 10 % ger en ökning av kolinlagringen med 25 % som ökar till 60 % år 2030, medan en ökning av avverkningsnivån med 10 % ger en minskad kolinlagring i samma storleksordning. Det är viktigt att förstå att de stora skillnaderna i kollager i svensk skogsmark snarare är kopplad till den årliga tillväxten i förhållande till skörden än till hur mycket av biomassan av ett enskilt träd som skördas. Men denna effekt syns först när hela produktionslandskapet tas i beaktande. Om skogstillväxten är större än uttaget, vilken den har varit under de flesta av de senaste hundra åren, får det en direkt positiv effekt på kolbalansen. Skulle vi avverka mer än tillväxten ändras det förhållandet. Detta gör att faktorer som påverkar avverkningsnivåer och skogsproduktionsnivåer framöver kommer att vara avgörande för skogens bidrag för att motverka klimatförändringar orsakade av växthusgaser.

Slutsatser om koldioxidbalanser och klimatnyttan av stubb- och grotuttag

I studier som bygger på direkta effekter över bestånds- och ekosystemskala där skogsbränslen ersätter fossila bränslen ger det betydande GHG-vinster på lång sikt (omloppstid). Men effekten minskar eller uteblir om:

- man räknar på kort tid (< 20 år)
- man använder EU-direktivets beräknings sätt istället för IEAs
- man använder naturgas som fossil referens istället för stenkol
- man använder biobränslen med långsam nedbrytningshastighet: stubbar istället för kol
- man utnyttjar skogsbränslen från skogar med lång omloppstid istället för korta

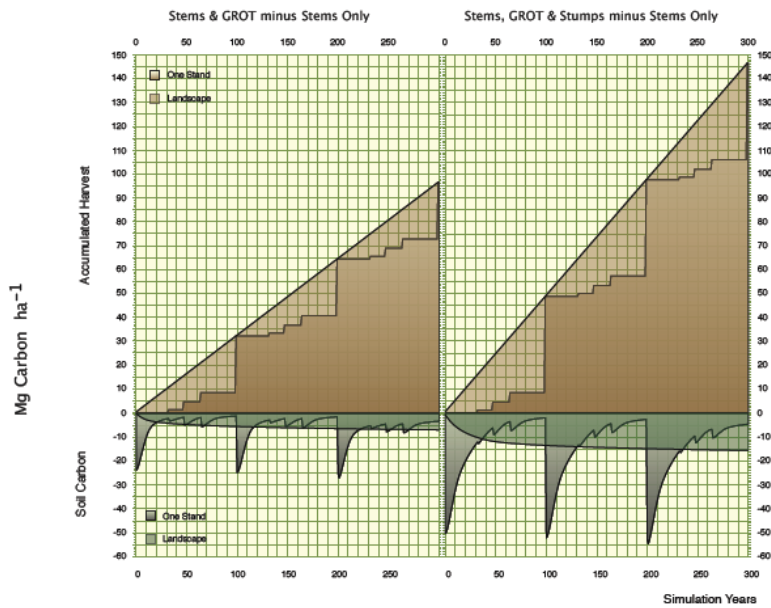
På landskapsnivå kan man ändå få en omedelbar effekt av att ersätta fossila bränslen med skogsbränslen, även stubbar om:

- man inte avverkar mer än tillväxten
- man inte får en stor tillväxtnedläggning i framtida bestånd
- man inte har någon påtaglig indirekt effekt på kollager i marken eller emissioner av övriga växthusgaser
- man jämför med kol och olja snarare än naturgas

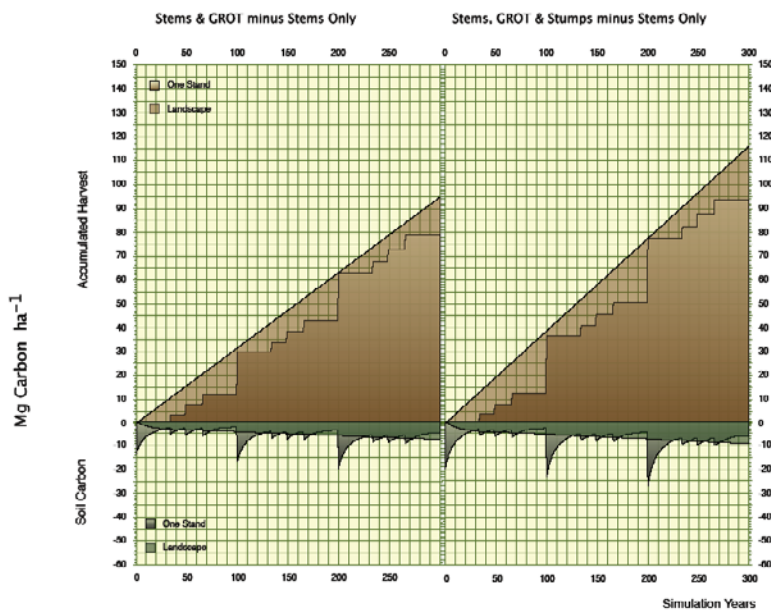
Bedömningen av skogsbränslets miljöprestanda avseende växthusgaser innehåller därför osäkerhet av principiellt tre olika slag:

1. Olika beräkningsgrunder finns för beräkning av GHG-balanser över tid
2. Bestånds vs landskapsperspektivet
3. Indirekta effekter: indirekta effekter ingår normalt inte i simuleringar. Indirekta effekter kan vara en joker i sammanhanget och bidrar till en betydande osäkerhet i båda riktningarna (positiva och negativa). Den innebär också att skogsproduktionen kommer att få en avgörande betydelse.

G26, Q-model



G26, COUP-model



Figur 6.4. Modelleringsresultat från Q-modellen (övre) och COUP-modellen (nedre) som visar den aggregerade kolbalansen på landskapsnivå efter introduktion av grotuttag (80% av tillgänglig grot i alla avverade bestånd (20% spill), figurer till vänster) respektive grot och stubbuttag (80% + 50%) (Eliasson m.fl. 2011). Övre delen i varje figur visar den aggregerade mängden kol i skördad biomassa: rät linje visar hela landskapet, trappstegsformad linje visar skörd från ett enskilt bestånd. Den nedre delen i varje figur visar förändringen i markens kolförråd över tid: jämnt avtagande kurva visar hela landskapet, sågtandad kurva visar kolförrådets förändring i ett enskilt bestånd.

Slutligen är det viktigt att poängtera att skillnaden mellan skogens tillväxt och avverkningsnivå, inklusive skador av storm, brand, svamp och insekter, är den viktigaste faktorn som styr skogens totala kolbalans. Medan skogens tillväxt till största delen styrs av skogsägarnas tro på den framtida marknaden för skogsråvara, inklusive skogsbränsle, så styrs avverkningsnivåerna av priset som i sin tur styrs av tillgång och efterfrågan.

6.3.2 Askåterföring

Sikström m.fl. (2009b) undersökte kortsiktiga effekter av vedaska på emissionen av koldioxid, metan och lustgas från marken efter spridning av krossad vedaska på dikad torvmark. I det lågproduktiva försöket Anderstorp i Småland (C/N-kvot 34 i torvens översta skikt), där tall anlades efter dikning på 1980-talet, och asktillförsel skedde 2003, mättes under 2008 inga signifikanta effekter på koldioxid eller metan. Lustgashalterna var sett över året under detektionsgränsen. I det bördigare granbeståndet i Skogaryd (mellan Uddevalla och Trollhättan, C/N-kvot 23 i torvens översta skikt) hade dikning skett långt innan granbeståndet etablerades. Aska spreds 2006, och emissionsmätningar gjordes under två år därefter. Mätningarna där visade att askan minskade emissionerna av alla gaser (tabell 6.2). En summering av gasflödena från marken i termer av Global Warming Potential (GWP) visade att koldioxidemissionerna stod för den helt dominerande delen, och lustgasen i storleksordningen 5 % av GWP. Eftersom nettoflödena av metan var negativa, bidrog nettooxidationen av metan till en generellt minskad GWP, dock marginell jämfört med koldioxidflödena. Slutsatsen från studien är att askspridning på dikad lågproduktiv torvmark ger oförändrat utsläpp av växthusgaser, eller i varje fall inte ökar på kort sikt, men asktillförsel på torvmark med hög bördighet kan åtminstone på kort sikt leda till minskade utsläpp av växthusgaser. Orsaken till de lägre emissionerna på bördig mark är ännu oklara vad gäller koldioxid, och resultatet var också oväntat eftersom finska studier pekat på motsatsen (Maljanen m.fl. 2006, Silvola m.fl. 1985). Den negativa balansen för metan i Skogaryd kan förklaras med ett relativt lågt grundvatten där oxidation av metan i torven överkred produktionen. Minskade lustgasemissioner efter askspridning tillskrevs den pH-höjning askan orsakade. Nya studier av en organogen jord med låg C/N kvot (12) visade att i pH-intervallet 4,5 till 6,5 minskade lustgasemissionerna exponentiellt med ökande pH. Skillnaden i lustgasemission i Skogaryd uppstod huvudsakligen under vintern, då grundvattennivån är högre och växternas kväveupptag är obetydligt. I synnerhet mätningarna i Skogaryd återger kortsiktiga effekter av aska. Fortsatta uppföljningar av emissioner i försöken, samt bättre förståelse av vilka mekanismer som orsakat nettoflödena kan behövas för att bedöma de långsiktiga effekterna av askan.

Tabell 6.2. Effekten av tillförsel av krossad aska i två olika doser på nettoflöden av koldioxid, metan och lustgas från dikad torvmark besogad med tall (Anderstorp) respektive gran (Skogaryd). Olika bokstäver i anslutning till värden markerar signifikant skilda medelvärden. Baserat på Sikström m.fl. (2009b).

| | Askdos Ton/ha | Koldioxid (kg CO ₂ m ⁻² år ⁻¹) | Metan (g CH ₄ m ⁻² år ⁻¹) | Lustgas (g N ₂ O m ⁻² år ⁻¹) |
|-------------------------|------------------|---|--|---|
| Anderstorp (2008–) | Kontroll | 1,24 | 0,89 | – |
| | 3,3 | 1,18 | 1,16 | – |
| | 6,6 | 1,11 | 1,25 | – |
| Skogaryd (2006–2007) | Kontroll | 1,70 ^b | –0,43 ^b | 0,50 ^b |
| | 3,3 | 1,41 ^a | –0,45 ^b | 0,28 ^a |
| | 6,6 | 1,38 ^a | –0,23 ^a | 0,27 ^a |
| Skogaryd (2007–2008) | Kontroll | 1,76 ^b | –0,46 ^b | 0,32 ^b |
| | 3,3 | 1,47 ^a | –0,50 ^c | 0,21 ^a |
| | 6,6 | 1,35 ^a | –0,23 ^a | 0,16 ^a |

6.3.3 Intensivodling och växthusgaser

Vid mer intensiv produktion såsom vid behovsanpassad gödning (BAG) tillförs mer näring till skogsbestånden – inte minst vad gäller kväve, som är det mest tillväxtbegränsande näringsämnet i Sveriges skogar. Detta skulle teoretiskt kunna medföra risk för ökade lustgasemissioner, vilka om de blir stora kan motverka de positiva klimateffekter som en ökad skogsproduktion skulle kunna ge.

Detta har behandlats grundligt i ett av delunderlagen till den så kallade MINT-utredningen som behandlar mark, vatten och växthusgaser (Nordin m.fl. 2009a). I en sammanvägd slutsats baserad på litteraturstudier och modellkörningar (COUP-modellen) konstaterades att både gödslad och ogödslad svensk skog är positiva för växthusgasbalansen. Modellberäkningar över en 100-årsperiod pekar mot en kolinbindning på 0,9–1,6 ton kol per hektar och år i ogödslad skog. Om BAG tillämpas ökar denna inbindning med 40–125 % vid odling av gran och med maximalt 390 % vid odling av hybridasp. Vidare visar modellkörningarna att växande träd står för den största delen av kolinbindningen (≥ 80 %), medan 15–20 % binds i marken. Trots att modellberäkningarna indikerar ökad lustgasavgång motsvarar den vid gödning med 1 400 kg kväve per hektar under en 100-årsperiod aldrig mer än 2 % av systemets koldioxidupptag. Man pekar på att resultaten från modellsimuleringarna måste beaktas med försiktighet då resultaten innehåller fel orsakade av såväl osäkerheter i empiriska data och modellstrukturen.

Man pekar vidare på osäkerheter i indirekta effekter av BAG genom påverkan på vattensystemen inom ett avrinningsområde. Om BAG leder till eutrofiering av vattendrag och sjöar kommer kolinbindning i dessa ekosystem att öka eftersom produktiviteten i svenska oligotrofa sjöar anses vara kvävebegränsad. Samtidigt skapas där potential för denitrifikation med eventuell påföljande lustgasavgång. Men man menar att dessa indirekta effekter av BAG på växthusgasflöden kan antas vara av marginell betydelse för den övergripande växthusgasbalansen då förändringar av näringsflöden i vattendrag och sjöar orsakade av BAG med stor

sannolikhet kommer att vara relativt små då retentionskapaciteten för tillfört kväve i svenska skogar normalt är hög. Dessutom innebär BAG-konceptet att näring tillförs i förhållande till trädens behov, vilket om det utförs rätt maximerar kolinbindningen i biomassa och mark i förhållande till tillförd mängd kväve (jfr. Hyvönen m.fl. 2008).

I ett av de försök med BAG som utgör empiriskt underlag för modellsimuleringarna ovan (Flakaliden) har lustgasmätningar genomförts kampanjvis med tre olika metoder under 2009 och 2010, utan att några signifikant ökade flöden har kunnat registreras samtidigt som mängden kol bunden i trädbiomassa ökat avsevärt (Klemedtsson m.fl. 2010). Den preliminära slutsatsen från dessa mätningar är att: *”N₂O-emissionen är låg från svenska boreala skogsekosystem, och ökar något vid gödsling men är försumbara i jämförelse med det C som byggs in i biomassan som ett resultat av gödslingen”*. Men med tanke på lustgasflödets temporala och spatiala variation kan en längre tid med kontinuerliga mätningar över året behövas innan några slutgiltiga slutsatser dras.

I MINT-utredningens sammanfattning (Larsson m.fl. 2009) konstateras att intensivodling på 15 % av skogsmarksarealen och 400 000 ha nedlagd åkermark enligt utredningens så kallade basscenario, och en antagen substitutionseffekt på 700 kg koldioxid per kubikmeter ved, ger en potential att minska det årliga koldioxidutsläppet med 30 miljoner ton, vilket motsvarar hälften av Sveriges totala koldioxidutsläpp idag.

I ett projekt inom Bränsleprogrammet studerades också ektomykorrhizasvampars (EM) betydelse för kolackumulering och kväveläckage i intensivodlade skogar. Kvävegödsling förutspåddes leda till en minskad produktion av EM-mycel vilket skulle kunna innebära en ökad näringsutlakning. Misstanken bekräftades i ett av fyra försök. Generellt minskade inte trädens allokering av kol till marken i absoluta termer, men allokeringen till rötterna minskade i relation till den ovanjordiska produktionen. I både gödslade och ogödslade bestånd uppskattades produktionen av EM-mycel vara 500 kg TS/ha år, vilket ungefär motsvarar finrotsproduktionen (Wallander 2010).

6.4 Kunskapsluckor

Miljöanalysen från 1998 (Egnell m.fl. 1998) lyfte fram kunskapsluckor på följande områden: (i) asktillförselns långsiktiga effekter på kolomsättning och kolförråd i marken; (ii) skogsbränsleuttag och asktillförselns effekter på metanoxidation och lustgasemission från skogsmark i allmänhet respektive (iii) emissioner av växthusgaser från dikad torvmark. Forskningen inom Bränsleprogrammet har inom dessa områden främst ökat kunskapen om den sista frågeställningen. Kunskapen har också ökat vad gäller metan- och lustgasflöden från skogsmark i samband med stubbuttag och intensiv gödsling enligt BAG-konceptet. Frågorna är fortfarande aktuella och inte minst finns ett behov av ökad kunskap om lustgasemissioner i samband med gödsling och stubbuttag. Sedan miljöanalysen (Egnell

m.fl. 1998) skrevs har också intresset för uttag av stubbar och klenare träd samt intensivare produktionsmetoder (BAG) m fl) ökat betydligt. Skogsbränslen har därmed fått en vidgad betydelse vilket också har förändrat behovet av ny kunskap.

Frågan om hur uttag av näringsrikt skogsbränsle såsom grot och eventuell kompensation med aska påverkar skogsproduktionen har fortfarande stor aktualitet eftersom det bestämmer kolinbindningspotentialen i nästa skogsgeneration /det kvarvarande beståndet. Det finns en potential att besvara frågan med det idag omfattande underlaget från långsiktiga försök i Sverige, Norden och världen. Kvantitativa metaanalyser av försöksdata som inkluderar tillväxteffektperiodens längd kan vara lämpliga metoder

Frågan om hur uttag av grot och stubbar påverkar graden av markskador och dess effekt på skogens och skogsmarkens växthusgasbalans under hygges- och ungskogsfasen har stor aktualitet. I synnerhet har frågan om stubbrytningens indirekta effekter på koldioxidbalansen stor betydelse för att kunna ge en helhetsbedömning av stubbars värde som biobränsle i ett klimatperspektiv. Forskningen inom Bränsleprogrammet har visserligen ökat kunskapen inom frågeställningen men också demonstrerat en betydande osäkerhet om de indirekta effekterna. Växthusgasfrågan inkluderar också frågan om hur skogsbränsleuttag påverkar vattentransporten av kol från skog och skogsmark ut i vattendrag, sjöar och hav. Frågan behöver få ökad uppmärksamhet – inte minst på landskapsnivån. För dessa studier vore det önskvärt om forskning och praktisk testverksamhet (främst stubbuttag) kunde samverka för att nå effektnivåer på landskapsnivån samtidigt som en adaptiv förvaltningsstrategi tillämpas allt eftersom ny kunskap erövrar.

Frågan hur intensivare skogsproduktionssystem påverkar växthusgasbalansen behöver studeras vidare med fler mätningar vid kvävegödsling på fastmarker och askgödsling på dikade skogliga torvmarker. En jämförelse av effekter av traditionell skogsgödsling och BAG-konceptet vore önskvärd för att ge vägledning till hur miljövänlig skogsgödsling bör utformas.

De riktigt intensiva skogsproduktionssystemen såsom BAG (Nordin m.fl. 2009b) kommer, till skillnad mot ökad skördeintensitet (grot, klensamma stammar, stubbar) och näringskompensation med aska samt konventionell gödsling, sannolikt inte att beröra några större arealer inom den närmaste framtiden. Vid en prioritering mellan forskningsinsatser kan det därför finnas anledning att överväga att satsa mer mot de delar som redan har eller bedöms få stor areell spridning inom en nära framtid. Den ökade skördeintensitet är dessutom helt och fullt är påkallad av skogsbränslemarknaden medan ökad skogsproduktion efter till exempel gödsling har flera slutanvändare som intressenter vilket också kan ligga till grund för prioriteringar.

7 Torv

Johnny de Jong & Henrik von Stedingk

7.1 Inledning

I Sverige finns totalt 10 miljoner ha torvmark. Torvmarkerna kan nyttjas för skogsproduktion och/eller för uttag av torv för energiändamål. Ungefär 5 miljoner ha torvmark utgörs av produktiv skogsmark. Totalt har man beräknat att det finns 350 000 ha dikad torvmark som skulle kunna lämpa sig för torvbrytning (Hånell 2006). Många torvmarker, t.ex. öppna myrar och sumpskogar hyser en rik biologisk mångfald och spelar en viktig roll för andra ekosystemtjänster förutom produktion av bränsle, timmer och massaved. Dränering av torvmarken för skogsproduktion påverkar mångfalden på ett negativt sätt (Vasander m.fl. 1997, Väisänen & Rauhala 1983) och orsakar därmed målkonflikter (Chapman m.fl. 2003). Hur uttaget av torv påverkar mångfalden beror på en mängd olika faktorer, t.ex. tidigare störningar eller brukande, landskapets sammansättning och vilken typ av efterbehandling man väljer.

Energitorvens bidrag till ett minskat utsläpp av växthusgaser är omdiskuterat. Idag finns olika beteckningar på torv. I internationella samarbeten räknas torv ofta som ett fossilt bränsle. På senare år har dock torv mer och mer betraktats som ett mellanting mellan förnybara och fossila bränslen. I Norden talar man om torv som långsamt förnybart och i den internationella klimatpanelen (IPCC) har man placerat torv i en egen kategori. Livscykelanalyser av torvtäkt visar att torv kan växla mellan att ha klimateffekter som är likvärdiga med träbränslen till att vara likvärdig med kol (Hagberg & Holmgren 2008). Variationen i modellberäkningen beror av vilken tid som man använder för att beräkna livscykelanalysen, vilken efterbehandling man väljer och från vilken myrtyp man väljer att hämta torven. Torvens goda egenskaper i samförbränning med skogsbränslen tyder på att torven kan ha ett bidrag till ett klimatanpassat energisystem oberoende av om man betraktar torv som fossilt eller inte. En inblandning av ca 10–30 % torv vid förbränning av grot ökar effektiviteten i en viss typ av pannor (s.k. fluidbäddpannor) genom färre driftstopp och längre livslängd genom minskad korrosion (Burvall & Öhman 2006). Torven bedöms därför kunna spela en roll i framtidens energiförsörjning (Regeringens proposition 2008/09: 163)

7.2 Dagens tillstånd

Totalt pågår torvtäkt för trädgårds- och energitorv på 10 000 ha, eller 0,1 % av Sveriges torvmarker. I Sverige produceras 3–4 TWh energi av torv för el- och värmeproduktion av torv, varav en mindre del importeras. Mellan 2 och 4 miljoner m³ torv skördas per år, men mycket tyder på att brytningen kommer att öka. Det har föreslagits att redan dikade torvmarker, som dikats för skogsproduktion, skulle kunna vara lämpliga för ett framtida uttag både utifrån klimatskäl (Regeringens proposition 2008/09:163). och eftersom dessa miljöer antas ha lägre naturvärden (Brandel 2006).

7.3 Kunskapsläget

7.3.1 Biologisk mångfald

Betydelsen av öppna torvmarker för biologisk mångfald är väldokumenterad (Boström & Nilsson 1983, Jonsell 1995, Rydin & Jeglum 2006, Spitzer & Danks 2006, Wieder & Vitt 2006). Även sumpskogar och kärr kan hysa en mycket rik biologisk mångfald (Ohlson m.fl. 1997). När det gäller dikade, trädbevuxna torvmarker, där skogsbruk bedrivs, är kunskapsläget sämre. Rent generellt saknas det studier av biologisk mångfald i kraftigt påverkade ekosystem. Även trädbevuxna impediment på torvmark är dåligt undersökta med avseende på betydelsen för biologisk mångfald.

7.3.2 Efterbehandling

Flera olika alternativ har föreslagits som efterbehandling efter torvtäkt, t.ex. restaurering till ny våtmark eller skogsmark, alternativt omföring till någon annan miljö än den ursprungliga, t.ex. från skogsmark till våtmark. Vilken strategi man väljer för stora konsekvenser för biologisk mångfald, klimat, skogsproduktion och för framtida energiförsörjning. Antalet vetenskapliga studier när det gäller efterbehandling är mycket begränsat, men en översikt av olika metoder presenteras av Lode (1999) och Korhonen m.fl. (2008).

7.3.3 Studier inom Bränsleprogrammet

Inom Bränsleprogrammet har endast tre projekt bedrivits som behandlar torvbrytning. Två av dessa var mindre pilotprojekt. Syftet med det ena pilotprojektet var att presentera en kunskapsöversikt när det gäller biologisk mångfald på myrar och dikad torvmark som kan vara aktuella för torvbrytning. Arbetet resulterade i en workshop och en rapport (von Stedingk 2009). Det andra pilotprojektet, Miljösystemanalys av skogklädda torvtäckta marker, analyserade konsekvenserna från miljö- och energisynpunkt av tre olika brukningsalternativ: skogsbruk, torvbruk, restaurering av våtmarker. Arbetet genomfördes som ett examensarbete (Öhman 2009). Målet för det större av de tre projekten var att ta reda på vilka naturvärden som finns på dikad skogsmark som kan vara aktuella för torvbrytning och att ta fram metoder för att bedöma naturvärdena utifrån strukturer och på landskapsnivå. Resultatet visar att naturvärden i form av rödlistade arter eller signalarter är låga, däremot är variationen i landskapet stor. Projektet visar på en modell för utsökning av lämpliga torvbrytningsobjekt baserat på landskaps- och vegetationsanalys, snarare än artinventeringar.

7.4 Kunskapsluckor

Ett ökat uttag av torv, där ambitionen är att kombinera torvbruket med måluppfyllelser inom andra områden (klimat, energi, biodiversitet, skogsproduktion mm) förutsätter bättre kunskaper inom ett antal områden.

När det gäller biologisk mångfald behövs kunskaper om vilken betydelse kraftigt påverkade torvmarker har för mångfalden, och hur man kan identifiera de objekt som har minst betydelse. Många torvmarker ingår i en mosaik av olika miljöer som t.ex. sumpskogar, öppna myrmarker, vattendrag och sjöar, och studierna måste genomföras på landskapsskala. Vidare bör försök genomföras med olika val av efterbehandling för att studera vilka konsekvenser olika alternativ har. Målet bör vara att få fram riktlinjer både för myndigheter och för näringen för identifiering av lämpliga marker för torvbruk och för val av efterbehandlingsmetod.

Klimatkonsekvenser av torvbruk kommer även i fortsättningen vara en prioriterad fråga som kan bli avgörande för torvnäringen. Fler studier behövs för att få fram klimateffektiva metoder.

För att kunna bedöma torvbrukets framtida bidrag till energiförsörjningen i relation till andra alternativ behövs mer övergripande studier (exempelvis LCA) genomföras, där olika scenarios jämförs med varandra.

8 Biodiversitet

Håkan Berglund

8.1 Inledning

8.1.1 Hur värderas biodiversitet?

Biodiversitet avser vanligtvis mångfalden av biologiskt liv på tre organisationsnivåer; gener, arter och ekosystem. Viktiga aspekter är dessutom biodiversitetens sammansättning och struktur men även de processer (funktioner) som upprätthålls på respektive organisationsnivå (Noss 1990). När man diskuterar förändringar i biodiversitet måste man därför tydliggöra vilken aspekt av biodiversitet som utvärderas. I praktiska sammanhang måste även utvärderingssättet vara begripligt och tillämpbart. Inom naturvård sker ofta utvärderingen utifrån tre aspekter av biodiversitet; arter (sammansättning), livsmiljöer (struktur) och processer (funktion). För att utvärdera kunskapsläget vad gäller effekter av ökad skogsbränsleproduktion på biodiversitet använder vi här en något förenklad indelning:

- *Arter och livsmiljöer.* Avser effekter på mångfalden av arter, speciellt rödlistade arter, och mängden av livsmiljöer (substrat, habitat) som arter behöver för att fortleva i livskraftiga populationer.
- *Funktionella organismgrupper.* Avser effekter på diversiteten inom organismgrupper som anses upprätthålla viktiga ekologiska processer såsom primärproduktion (vegetation), markprocesser (mykorrhiza, nedbrytning, mineralisering) och vattenkvalitet. Kunskapsläget vad gäller själva processerna redovisas i avsnittet om Mark och vatten.

Uppdelningen speglar även två forskningstraditioner med något olika utgångspunkter; den ena med fokus på frågor kring artbevarande och den andra med fokus på frågor kring organismgrupper som förknippas med ekosystemets grundläggande funktioner. Samtidigt bidrar ”arter” som behandlas i ”artdelen” på ett eller annat sätt till skogsekosystemens funktion. Omvänt så bidrar arter inom ”funktionella organismgrupper” till artdiversiteten.

Förändringar i biodiversitet kan även utvärderas på flera olika ekologiska skalor. I skogliga system handlar det ofta följande tre nivåer:

- *Trädnivå.* Träd- och vedsubstrat inom skogliga bestånd
- *Beståndsnivå.* Bestånd och hänsynsytor inom landskap
- *Landskapsnivå.* Landskap (eller region) inom natur- och kulturgeografisk region

I naturvårdssammanhang är det oftast mest relevant att utvärdera eventuella effekter på artdiversiteten på landskaps-/regionnivå och därmed även över lång tid (flera skogs-generationer). Av kunskaps-sammanställningen framgår det dock att de flesta studier utreder arters eller funktionella organismgruppers förekomst

på träd- och beståndsnivå. Effekter på landskapsnivå är därför i många avseenden svårbedömda och diskuteras bara kortfattat i kunskapssammanställningen. Frågor om storskaliga effekter diskuteras istället i avsnittet om kunskapsluckor (8.4).

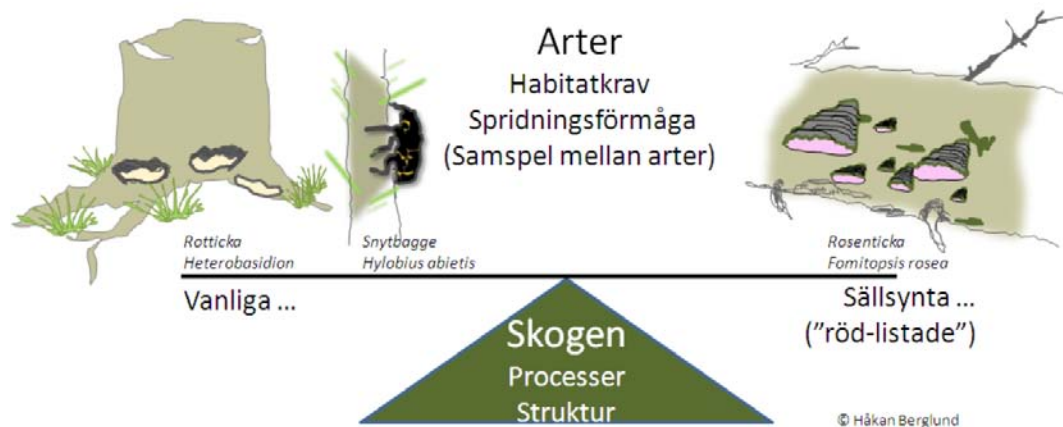
När man värderar effekter av mänsklig påverkan på biodiversitet måste man även tydliggöra vilket naturtillstånd som utgör referens. I skogliga sammanhang utgör ofta ”naturskogstillståndet” referens – ofta avses skogstillståndet före 1800-talet. Alternativt görs jämförelser med kvarvarande naturskogsområden, det vill säga skogar vars biodiversitet fortfarande präglas av naturliga störningsprocesser och begränsad antropogen inverkan. Naturskogstillståndet är naturligtvis viktigt även vid utvärderingen av eventuella effekter av skogsbränsleuttag men fokus är på vilket sätt de förstärker eller motverkar effekterna av all annan skogsskötsel (skogsbruk och naturvård). I sammanställningen används därför tillståndet inom konventionellt skogsbruk enligt nuvarande svensk modell som referens.

8.1.2 Betydelsen av den rumsliga skalan

Landskapet är ofta den skala som bäst täcker in ett landområdes naturgivna variation i klimat, hydrologi, topografi och jordegenskaper. Inom landskapet ryms även de naturliga störningsprocesser som successivt förändrar skogen och dess biodiversitet över tid. Stormfällning och skogsbrand är exempel på storskaliga störningar, medan växtätares bete, insektsangrepp, svampangrepp och omkullblåsta träd orsakar småskaliga och lokala störningar. Störning följs av succession, naturens omorganiseringsfas då arter som överlevt störningen återhämtar sig och andra arter koloniserar det störda området. Vissa arter är anpassade till att utnyttja brand och tidiga successionsfaser med tillgång på solexponerade träd- och vedsubstrat. Naturliga störningsprocesser genererar alltså dynamik och heterogenitet, och upprätthåller därigenom landskapsmosaiker och hög artdiversitet.

Landskapsskalan täcker även in olika arters krav på livsmiljö. Medan vissa antagligen kan klara sig under lång tid i enskilda skogsbestånd så måste andra förflytta sig från en plats till en annan för att kunna överleva på längre sikt allteftersom landskapet förändras. För att nå målet att bevara biodiversiteten tvingas man ta hänsyn till faktorer inom ett brett spektrum av ekologiska skalor inom ett landskap. Att arter reagerar på olika sätt gentemot förändringar vid en given rumslig skala beror naturligtvis på att arter är olika stora, har olika livslängd och spridningsbiologi och skiljer sig åt i en lång rad andra egenskaper (se nedan).

Dagens landskapsstruktur och dynamik kontrolleras dock till stor del av mänskliga störningar, bland annat skogsbruk. Många naturliga störningsprocesser och livsmiljöer har förändrats eller gått förlorade. Vissa arter har därför blivit sällsynta, förändrat sin utbredning eller dött ut lokalt. Arter som klarar av att leva även i intensivt brukade miljöer har däremot blivit vanligare och successivt spridit sig till nya områden (figur 8.1). Dessa förändringar homogeniserar biodiversiteten inom landskap.



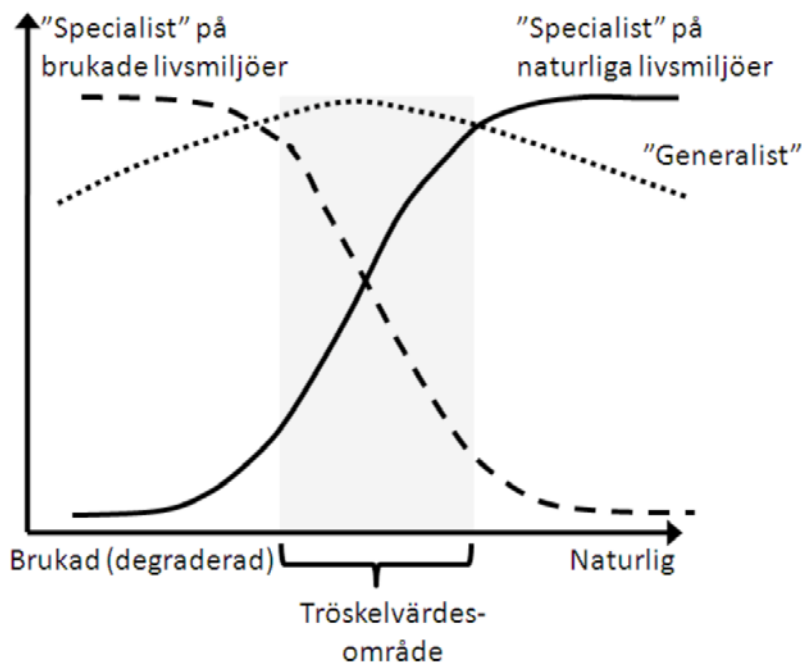
Figur 8.1. Skogsbruket har förändrat skogsekosystemens störningsprocesser och struktur vilket avspeglar sig i förändringar i diversiteten av skogslevande arter. I vilken mån arter kan överleva i brukad skog beror bland annat på arternas krav på livsmiljö (substrat, habitat), spridningsförmåga och samspel med andra arter. Många arter är oförmögna att utnyttja brukad skog – de lider ofta brist på passande livsmiljöer. Många arter är dock bra på att utnyttja brukade skogsmiljöer och fortsätter att vara vanliga. Andra arter har rentav gynnats av skogsbruket, exempelvis de som klassas som skogsskadegörare.

8.1.3 Förekomsten av arter och funktionella organismgrupper

Traditionellt brukar man säga att skillnader i arters förekomst beror på skillnader mellan dem vad gäller deras krav på livsmiljö (substrat, habitat), samspel med andra arter och förmåga att sprida sig. Livsmiljökraven avgör till stor del var arter kan leva, det vill säga vad som är en passande miljö för överlevnad och reproduktion. Samspel med andra arter kan vara konkurrens, parasitism eller predation från andra arter i vilken utsträckning arter kan leva inom ett visst område. Dessutom avgör arters koloniseringsförmåga i vilken mån de lyckas sprida och etablera sig i nya passande miljöer samtidigt som de gamla blir mindre lämpliga (Appelqvist 2005). Koloniseringsprocessen indelas här i två faser; själva spridningen samt efterföljande etableringen av en individ och sedermera population. En förutsättning för att bibehålla antalet populationer över längre tidsrymder är att spridningsavstånden inte är för stora eller att tiden som är tillgänglig för spridning och etablering inte är för kort.

Ovanstående kan exemplifieras för vedlevande arter. De är ofta knutna till ved av ett visst trädslag men även till ved i vissa nedbrytningsstadier eller av en viss grovlek (Dahlberg & Stokland 2004). Samtidigt kan de även påverkas av konkurrens eller predation från andra arter (Holmer & Stenlid 1997, Victorsson 2009). Dessutom måste de sprida sig från en vedenhet till en annan. Deras livsmiljö (veden) är föränderlig; den bryts successivt ned och kan relativt snabbt bli olämplig som substrat. Vedlevande arters långsiktiga överlevnad beror alltså bland annat på om de hinner fullborda sin livscykel (etablering, reproduktion och spridning) innan veden de lever i/på blir olämplig.

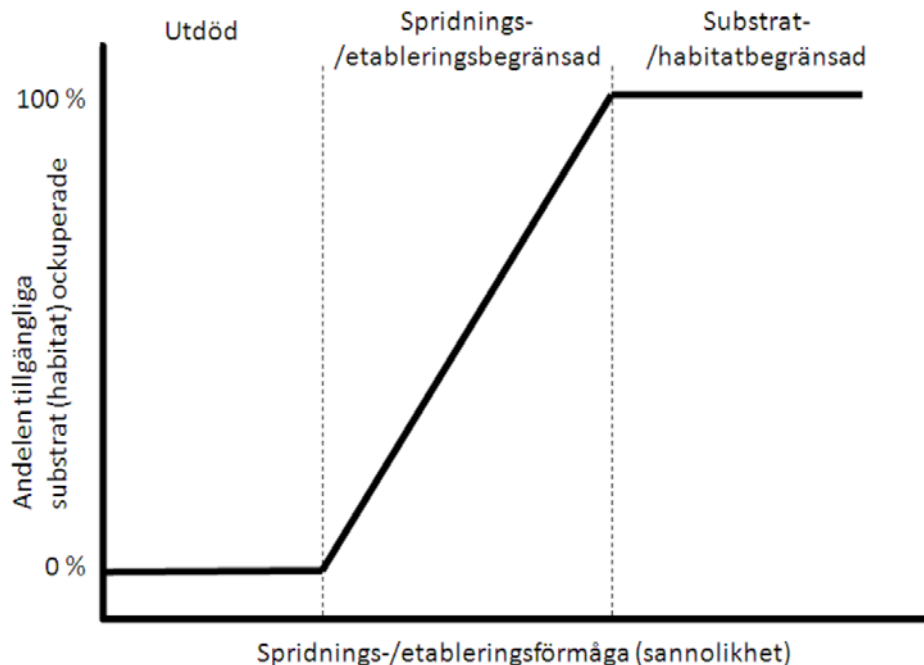
Vissa skogslevande arter kan utnyttja många olika typer av livsmiljöer (substrat, habitat), även de som är vanliga i brukade skogar, och de förekommer därför i stora populationer i skogslandskapet. För arter med snävare livsmiljökrav kan bristen på lämpliga livsmiljöer i brukad skog vara ett problem. Om nätverket av passande livsmiljöer blir för gles riskerar dessa arter att dö ut från samtliga platser inom landskapet på grund av att den lokala utdöendehastigheten överstiger spridnings- och återetableringshastigheten (figur 8.2). Ekologiska data visar att sannolikheten för utdöende accelererar då mängden lämplig livsmiljö minskar till 10–30 % i landskapet (Andrén 1994, Appelqvist 2005). Detta benämns ibland som ett ”tröskelvärde” för artens utdöenderisk (Fahrig 2001).



Figur 8.2. Tre olika fiktiva arters respons längs en gradient från intensivt skogsbruk och ekologisk degradering till en mosaik av naturskogar (baserad på Angelstam m.fl. 2004).

Men tröskelvärden för utdöende varierar sannolikt kraftigt även bland arter med snäva livsmiljökrav och med en fläckvis utbredning. Detta beror delvis på skillnader i arternas spridningsförmåga. Detta kan återigen exemplifieras med vedlevande arter. Deras överlevnad och förekomst beror på en dynamisk balans mellan dels vedsubstratets livslängd och dels artens förmåga att sprida sig till nya passande substrat där dessa skapas i ett område. Givet en viss isoleringsgrad och livslängd för vedsubstraten kan populationer av vedlevande arter anses vara begränsade antingen av tillgången på lämpliga vedsubstrat eller spridnings- och etableringsprocesser (Herben & Söderström 1992; figur 8.3). Modellen kan även användas för att beskriva arters överlevnad i ett landskap eller en region sammansatt av många livsmiljöfläckar (eller bestånd med lämpliga substrat). Med hög spridningsförmåga begränsas arters populationsstorlekar främst av tillgången på

lämpliga vedsubstrat. Om arten däremot är spridningsbegränsad hinner den inte ta sig till alla tillgängliga substrat och populationsstorleken begränsas av spridnings- och etableringsprocesser.



Figur 8.3. Spridningsförmågans betydelse för en arts förekomst. Andelen tillgängligt substrat (habitat) där etablering sker vid olika spridnings-/etableringssannolikheter (hastigheter) hos en fiktiv art. Delpopulationer av arten förekommer i ett nätverk av likstora men isolerade substrat som har en begränsad varaktighet i tid. Arten dör ut på gamla substrat och måste alltså hinna sprida sig till och etablera sig i nybildade passande substrat. De streckade vertikala linjerna avgränsar en substrat-/habitatbegränsad del (arten kan ta sig överallt och totala populationsstorleken begränsas av tillgängligt substrat), en spridningsbegränsad del (arten hinner inte ta sig till alla tillgängliga substrat/habitatfläckar och populationsstorleken begränsas av spridnings-/etableringsprocesser) och en del där arten inte kan överleva. Baserad på Herben & Söderström (1992) och Nordén (2000).

De typer av ved som främst utnyttjas som skogsbränslen, grot och stubbar, är dominerande inslag i brukade skogslandskap. Därför kan de potentiellt även bidra till att upprätthålla populationer av skogslevande arter med snäva livsmiljökrav och som i huvudsak utnyttjar andra typer av vedsubstrat. En viktig fråga är om de kan fungera som tillfälliga "livbåtar" eller "hoppstenar" ("stepping stones") för mer krävande arters spridning i landskapet. Dessutom kan avverkningsrester på hyggen utgöra viktiga ersättningssubstrat och kompensera avsaknaden av de typer av solexponerade vedsubstrat som fanns på brandfält eller i stormfällda skog i naturskogslandskapet. Exempelvis är det känt att många vedlevande insekter gynnas av just solexponerad död ved (Martikainen 2001, Sverdrup-Thygeson & Ims 2002, Lindhe & Lindelöw 2004). Uppemot två tredjedelar av den artrika skalbaggsfaunan i grov död ved bedöms kunna reproducera sig bättre i solexponerade

ved än i beskuggade ved (Lindhe m.fl. 2005). Å andra sidan ingår grot och stubbar i de strukturella förändringar av skogsekosystemet som skogsbruket medfört. Det i sin tur har förändrat sammansättningen av skogslevande arter och därigenom villkoren för samspel mellan olika arter.

8.2 Dagens tillstånd

8.2.1 Hur har skogen förändrats?

Skogsutnyttjandet i Sverige kan grovt delas in i tre faser; (1) den naturliga fasen som dominerades av lågintensivt utnyttjande, (2) den tidiga skogsbruksepoken, det vill säga den gradvist ökade exploateringen under 1500–1900-talen då en ”timmerfront” rörde sig från söder mot norr och nordväst, samt (3) den moderna skogsbruksepoken efter andra världskriget.

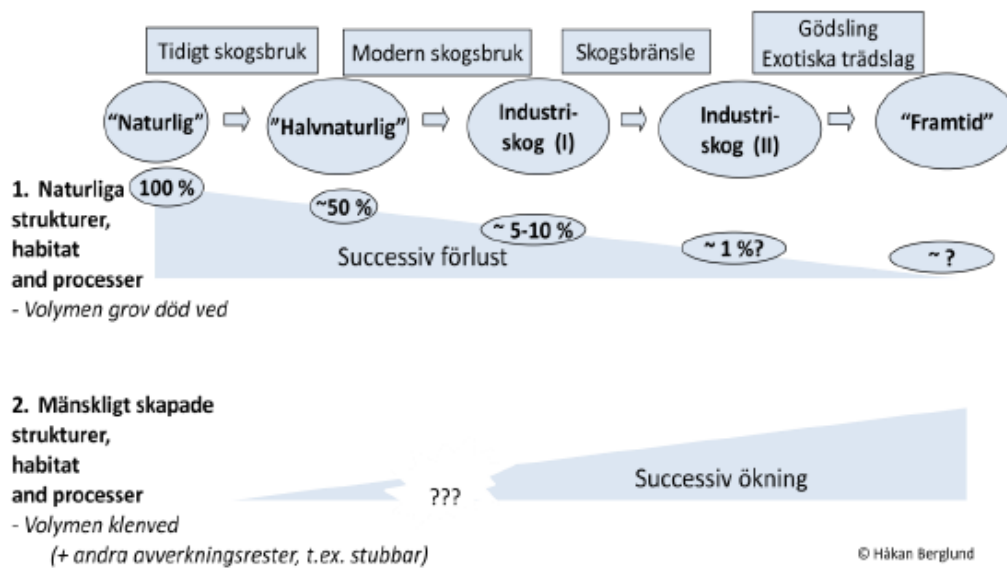
Skogars utnyttjande varierar dock mycket mellan olika regioner. Speciellt i de nemorala delarna av landet, den sydsvenska lövskogregionen med eken, boken och andra ädla lövträd som karaktärsträdslag, har människan haft stort inflytande över skogarnas utseende och sammansättning under tusentals år. Avskogning och omvandling till jordbruksmark samt avverkning och beståndsskötsel som missgynnade lövträdens återväxt är viktiga faktorer bakom den sydsvenska lövskogens minskning. Särskilt sedan rationellt skogsbruk introducerades under 1900-talet har granen ökat på bekostnad av lövskogen (Björse 1999, Brunet 2006).

I de boreala delarna har många sydligt boreala områden exploaterats intensivt sedan 1600-talet på grund av efterfrågan på träkol till den tidiga gruv- och metallindustrin. Inlandet och norra Sverige påverkades långt senare. Fortfarande på 1900-talet var vissa områden förhållandevis litet påverkade av skogsbruk.

Skogsbrukets utveckling och expansion avspeglar sig i dagens skogslandskap. Till exempel är arealandelen äldre skog (>120 år) och mängden grov död ved (≥ 10 cm i diameter) högst i inlandet och i norr (Anon. 2008). Men även inom enskilda regioner finns ofta skillnader i skogsstruktur till följd av olika brukningshistorik.

Samtidigt som tillväxt och virkesvolym har ökat har skogsbruket motverkat naturliga störningsprocesser och minskat tillgången på naturliga livsmiljöer (figur 8.4). Förändringarna kan sammanfattas på följande sätt:

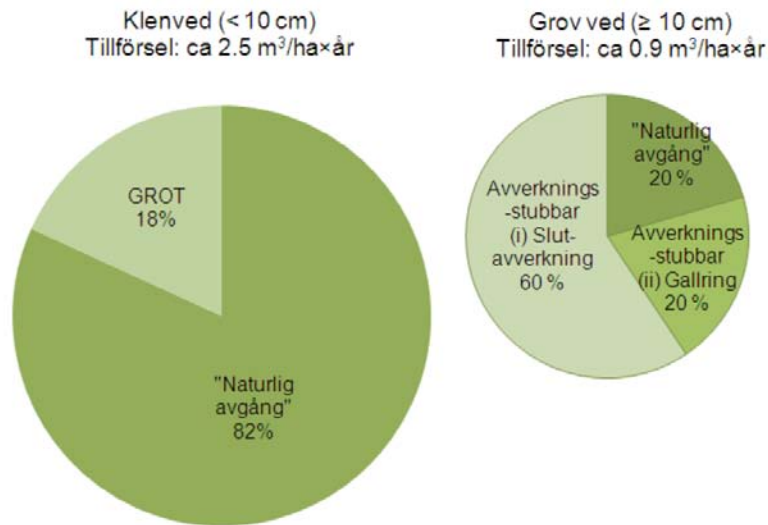
- Skogens dynamik
 - o Skogsbranden har idag mycket liten betydelse för landskapens dynamik och heterogenitet
 - o Skogsbruket strävar mot jämn åldersfördelning och kortare omloppstider.
- Skogens struktur
 - o Arealen naturskogsliknande miljöer har minskat och fragmenterats
 - o Inslaget av äldre lövträd och mängden grov död ved har minskat



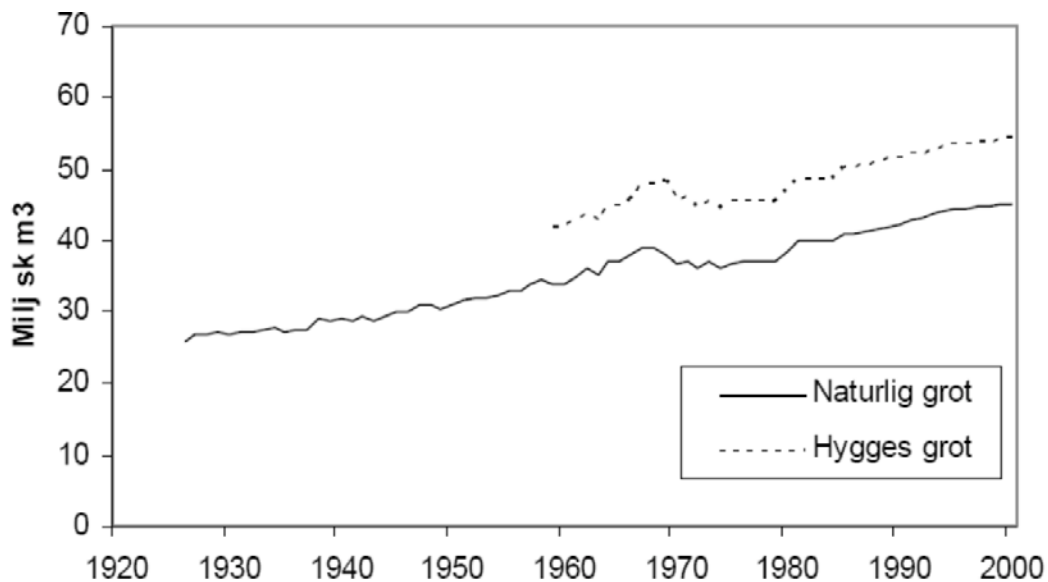
Figur 8.4. Schematisk bild av förändringen av skogsekosystemets struktur och funktion till följd av skogsbruk under olika epoker. Naturliga strukturer, livsmiljöer och processer har förlorats samtidigt som mänskligt skapade och kontrollerade strukturer, livsmiljöer och processer blivit allt mer dominerande. Exempelvis gäller detta minskningen av mängden grov död ved och ökningen av mängden klenved (jämför med figur 8.6).

Minskningen av grov död ved är ett exempel på en tydlig förändring till följd av skogsbruk. Samtidigt har även kvaliteten på den grova veden förändrats; avverkningsstubbar utgör idag antagligen mer än hälften av all grov död ved som tillförs det brukade skogslandskapet (Egnell m.fl. 2007; figur 8.5). Däremot finns det gott om klenare vedsubstrat (<10 cm i diameter) från barrträd i svenska skogar. Klenved tillförs främst genom naturlig avgång men genereras även inom skogsbruket i form av avverkningsrester (grot). Den årliga produktionen av fallförna och klenved har sannolikt ökat med närmare 80 % sedan 1920-talet till följd av att virkesförråden i Sverige ökat med mer än 60 % (Egnell m.fl. 2006; figur 8.6).

Förhållandena i skogslandskapet har dock ändrats på flera plan under det senaste århundradet. Exempelvis har stammarna av älg och rådjur ökat kraftigt och djurens betning påverkar sannolikt skogens dynamik. Dessutom har depositionen av kväve ökat, speciellt i södra Sverige, vilket medfört att kvävegynnade örter och gräs ökat på bekostnad av bärris. På sikt kommer även inverkan av klimatförändringar att accentueras.



Figur 8.5. Överslagsberäkningar av tillförsel av klen respektive grov död ved i dagens brukade skogslandskap. Skillnaden i årlig tillförsel per hektar av klen respektive grov ved illustreras av diagrammens olika storlek. Diagrammen baseras på data presenterade i Fridman & Walheim 2000, Egnell m.fl. (2006, 2007) och Skogsstyrelsen (2008b) samt på antagandet om att mängdförhållandet mellan gallringsstubbar och slutavverkningsstubbar är lika med förhållandet mellan avverkningsvolym vid gallring och avverkningsvolym vid slutavverkning. Vid beräkningar av stubbars volymer antas volymandelen "ovan jord", det vill säga grövre rotben och själva stubben, vara cirka 60 % (se von Hoffsten 2006).



Figur 8.6. Beräknat årligt nedfall av grenar och barr i Sverige i växande skog och från 1960 och framåt det beräknade årliga tillskottet av grot vid avverkning. Grot motsvarar ungefär 20 % av den totala årliga tillförseln av klenved och barr (baserad på Egnell m.fl. 2006).

8.2.2 Rödlistade arter

I Sverige finns 4127 arter på den nationella rödlistan (enligt www.artdata.slu.se; 111108). I södra Sverige har markanvändningen varit mer intensiv under en längre tid, andelen skyddad mark är lägre och information om biodiversitet är bättre än i norra delen av landet. Många arter tenderar även att ha sina nordligaste förekomster i södra Sverige. Antalet arter som är nationellt rödlistade är därför hög i just södra Sverige. Rödlistan speglar dessutom skogsbrukets roll. Ungefär hälften av rödlistans arter räknas som skogslevande. I skogslandskapet bedöms många rödlistade arter riskera utdöende till följd av minskningen av livsmiljöer som bildas genom naturliga processer.

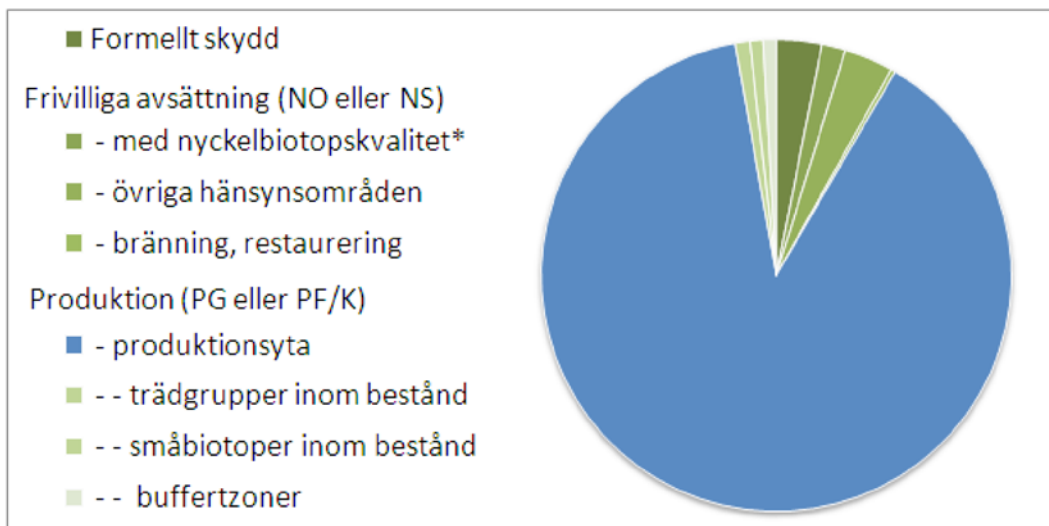
Förlusten av grov död ved ses som speciellt allvarlig. Cirka 20–30 % av alla skogslevande arter antas vara beroende av död ved (Siitonen 2001) och vedberoende arter bedöms utgöra ungefär hälften av de skogslevande arter som finns på rödlistan (Gärdenfors 2005). Generellt verkar grov ved hysa en större artrikedom och fler rödlistade arter än klenved (Jonsell m.fl. 1998, Dahlberg & Stokland 2004, Egnell m.fl. 2006). Samtidigt är klenvedsubstrat mindre studerade och det samma gäller vedsubstrat som genereras inom skogsbruket, till exempel avverkningsstubbar.

En speciell grupp av missgynnade arter är de som fordrar brand och tidiga successionsfaser med tillgång på solexponerade träd- och vedsubstrat. Hit räknas bland annat ett stort antal vedinsekter. Även arter som är knutna till lövträd som asp, ek och ädla lövträd anses ha en hög risk att dö ut regionalt. Detta problem är tydligast i södra Sveriges boreonemorala och nemorala vegetationszoner – här finns så kallade ”hot-spots”, särskilt viktiga skogsområden med höga tätheter av rödlistade arter.

8.2.3 Den svenska modellen

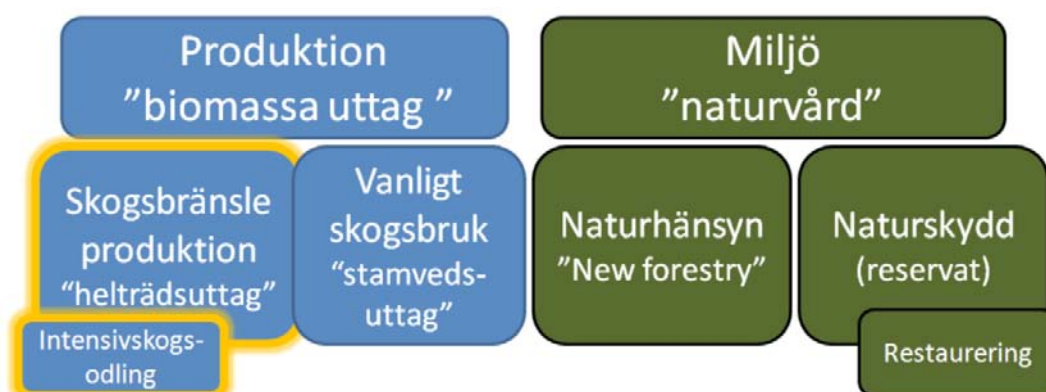
Idag görs åtgärder inom skogsbruket för att bevara och återskapa naturliga livsmiljöer även utanför formellt skyddade områden (nationalparker, reservat, biotopskydd, naturvårdsavtal; 3–4 % av skogsmarksarealen; Fridman 1999; Skogsstyrelsen 2002a, 2007b, 2009b; figur 8.7, 8.8). Åtgärderna innefattar: (1) generell naturhänsyn, som bland annat inkluderar skydd av små biotoper (myrar, källor och hållmarker) inom skogsbestånd och buffertzoner mot vatten och våtmarker, (2) förstärkt naturhänsyn, som innebär att mer än 10 procent av beståndets areal utgörs av naturhänsyn, och (3) frivilliga avsättningar i form av till exempel nyckelbiotoper³. Därtill görs även andra insatser som exempelvis hyggesbränning, naturvårdsbränning och restaureringsåtgärder. Syftet med åtgärderna är att minska skillnaderna i struktur mellan brukad skog och kvarvarande naturskogsliknande livsmiljöer. Detta ska förbättra livsvillkoren för skogslevande arter som är beroende av naturliga processer och strukturer. Åtgärderna ska öka mängden lämpliga livsmiljöer och på så vis underlätta deras fortlevnad inom landskapet.

³ Definition av nyckelbiotop: minst 0,5 ha frivilligt avsatt (sparad) sammanhängande produktiv skogsmark där skogsbruk och andra åtgärder som kan skada områdets natur- och kulturvärden inte ska utföras.



Figur 8.7. Illustration av den svenska modellen för skogsbruk som innefattar åtgärder för att stärka biodiversiteten även utanför formellt skyddade skogsområden. Arealfördelning av olika klasser av naturskydd och naturhänsyn baseras på uppgifter i Skogsstyrelsen (2001a, 2009b). För att beskriva skötselmålen på beståndsnivå används ofta följande målklasser (Ingmarsson & Hedman 2001): (i) Naturvårdsmål – Skötsel (NS); (ii) Naturvårdsmål – Orört (NO); Produktionsmål – Generell naturhänsyn (PG); Produktionsmål – Förstärkt naturhänsyn/Kombinerade mål (PF/K).

*Detaljerade kontrollinventeringar har visat att nyckelbiotoper upptar en betydligt högre andel av den produktiva skogsmarken (3,6 %) än den mer översiktliga nyckelbiotopsinventeringen visade (0,8 % av den produktiva skogsmarken; Skogsstyrelsen 2001b)



Figur 8.8. Effekterna av ökade skogsbränsleproduktion på biodiversiteten bör ställas i relation till effekterna av övrigt skogsbruk och de naturvårdsinsatser som görs i skogslandskapet.

8.3 Kunskapsläget

Denna sammanställning summerar kunskapsläget vad gäller effekter på biodiversitet av följande verksamheter kopplade till skogsbränsleproduktion (tabell 8.1):

1. Ökade uttag
 - Grot
 - Avverkningsstubbar
 - Naturvårdande skötsel
 - Askåterföring
2. Ökad tillväxt
 - Intensivskogsodling

Huvudfokus ligger på kunskap om effekter av ökade uttag av grot och stubbar. Kunskap om effekter av övriga verksamheter sammanfattas förhållandevis kortfattat.

Sammanställningen omfattar framförallt en genomgång av redan publicerade data. Pågående forskningsprogram inkluderar ett flertal nya projekt som syftar till att fylla kunskapsluckor vad gäller effekterna av stubbuttag (Berglund 2006, Egnell m.fl. 2006, Egnell m.fl. 2007, Lindhe 2009).

8.3.1 Uttag av grot

Effekter på arter och livsmiljöer

Grot bidrar till brukade skogars biodiversitet genom att erbjuda substrat och livsmiljö åt många olika skogsarter. Exempelvis har ett flertal jämförande studier visat att klena vedfraktioner (mindre än 10 cm i diameter), inklusive hyggesrester eller grot, utnyttjas av ett stort antal skogslevande arter bland mossor, lavar, svampar och insekter (Kruys & Jonsson 1999, Nitterus m.fl. 2004, Nordén m.fl. 2004, Åström m.fl. 2005, Junninen m.fl. 2006, Jonsell m.fl. 2007, Caruso m.fl. 2008, Hedin m.fl. 2008). Å andra sidan behöver vi även klarlägga den relativa betydelsen av klenved eller grot, i förhållande till andra substrat som finns i skogslandskapet, för att kunna bedöma eventuella effekter av grotuttag på mångfalden av arter. Ifall många arter visar sig vara starkt beroende av just grot kan grotuttag få konsekvenser för biodiversiteten.

En effekt av grotuttag är att det minskar tillgången på mikrohabitat, vilket i sin tur påverka livsförutsättningarna för en rad olika skogslevande arter. Till exempel kan grotuttag försämra förutsättningarna för arter som utnyttjar grot, eller högar av grot, som boplats (möjligen fåglar och mindre däggdjur, Ecke m.fl. 2001, gömställe (marklevande evertebrater, Gunnarsson m.fl. 2004, Nitterus & Gunnarsson 2006, Nitterus m.fl. 2007) eller skyddat mikrohabitat (torkkänsliga skogsmossor, Åström m.fl. 2005).

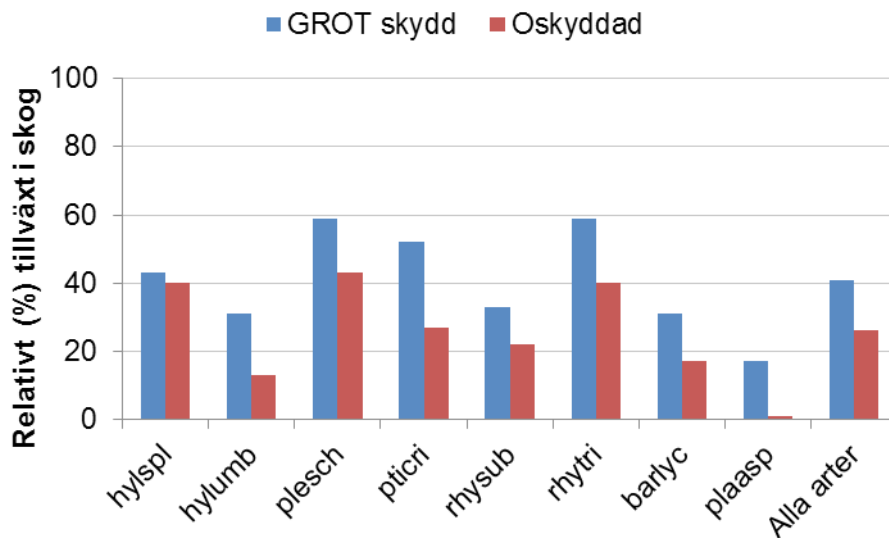
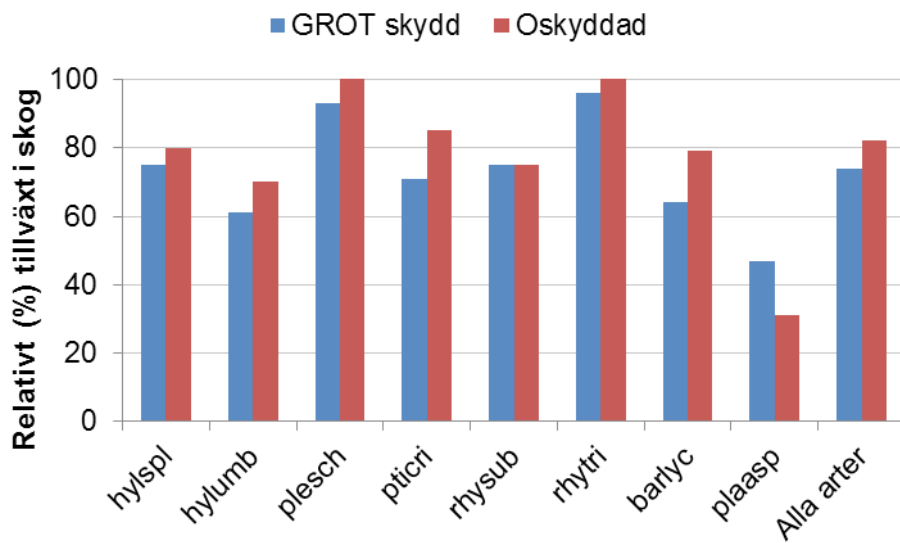
Tabell 8.1. Med ökad efterfrågan på skogsbränslen kommer förmodligen de naturresurser som redan utnyttjas att utnyttjas mer intensivt och utnyttjande av tidigare outnyttjade resurser kommer att stimuleras. Det genererar nya delfrågor om effekter av ökad skogsbränsleproduktion. Aktuella synteser (referenser ger några exempel) belyser oftast ett fåtal delfrågor med relevans för biodiversitet. Denna syntes sammanfattar kunskapsläget inom streckade linjer. Förmodat kunskapsläge (gråskala): ljusgrå = basala ekologiska data saknas, medelgrå = viss kunskap finns, mörkgrå = den aspekt av biodiversitet som troligen är mest studerad i förhållande till aktuell åtgärd.

| | Arter Kärl- växter | Mossor | Lavar | Svampar | Insekter | Spindel- djur | Verte- brater | Funktionella organismgrupper Markvegeta- tion | Markorganis- mer | Vattenorga- nismier |
|--|--------------------------|--------|-------|---------|----------|------------------|------------------|---|---------------------|------------------------|
| Exempel på åtgärder för ökad skogsbränsleproduktion | | | | | | | | | | |
| 1. Ökade uttag | | | | | | | | | | |
| Röjningsskog/-rester | | | | | | | | | | |
| Gallringsskog/-rester | | | | | | | | | | |
| Slutavverkning | | | | | | | | | | |
| Grot | | | | | | | | | | |
| Stubbar | | | | | | | | | | |
| Övriga resurser | | | | | | | | | | |
| Grov ved/hånsyn | | | | | | | | | | |
| "Naturvård-Skötsel" | | | | | | | | | | |
| Impediment | | | | | | | | | | |
| Löv/kanzon/dungar | | | | | | | | | | |
| Vägar/kraftledning | | | | | | | | | | |
| 2. Anpassad gödsling | | | | | | | | | | |
| Aska | | | | | | | | | | |
| Kväve | | | | | | | | | | |
| 3. Tillväxthöjning/ intensivskogsodling | | | | | | | | | | |
| Ökad skötsel/rotation | | | | | | | | | | |
| Beskogning åkermark | | | | | | | | | | |
| Gödsling (kväve) | | | | | | | | | | |
| Exoter, GMO | | | | | | | | | | |

*Avser målriktade skötsel för att utveckla naturvärden i exempelvis reservat, nyckelbiotoper eller så kallade "NS" (Naturvård-Skötsel) bestånd. Se text för förklaring.

Mossor är ett exempel på skogslevande organismer vars populationsstorlekar minskar på hygget ifall grot tas ut. Det är troligt att mossflorans återetablering och återhämtning på hyggen där grot tagits ut kommer att ta längre tid än på konventionella hyggen. Men naturligtvis varierar effekterna av grotuttag mellan olika platser på hygget och mellan olika hyggen. Dynesius m.fl. (2008) har visat att det främst är i exponerade hyggesmiljöer (hyggescentrum) som det går att detektera en tydligt försämrad överlevnad bland skogsmossor om de inte skyddas av grot. Överlevnaden bland skogsmossor i skuggiga och vindskyddade platser (t.ex. nordvända skogskanter) är däremot hög även för helt exponerade mossor (figur 8.9). Inte bara skogskanter utan även markens lutning och lutningsriktning har stor betydelse för växters (kärleväxter och mossor) överlevnad vid kalavverkning. Artsammansättningen av växter förändras mer när en sydsluttning kalavverkas än när en nordsluttning kalavverkas. Det beror på att färre arter (särskilt skuggkrävande och vedlevande arter) försvinner lokalt i nordsluttningar i samband med kalavverkning (Åström m.fl. 2007). En likadan skillnad i förändringar i mossfloran efter kalavverkning finns mellan bäckskogar (hög överlevnad, liten förändring) och andra, torrare skogar (låg överlevnad, stor förändring) (Dynesius m.fl. 2009). I båda dessa studier har grot lämnats på hyggerna och det är inte känt om grotuttag påverkar överlevnaden olika i de olika livsmiljöerna, men det är troligt att den skyddande effekten av grot är mindre i nordsluttningar respektive bäcknära miljöer. Många av de mossarter som är mest uttorkningskänsliga har dock fler förekomster i skogar i nordsluttningar och i bäckskogar, vilket gör att grot ändå kan ha en viktig roll som skydd och substrat i dessa miljöer efter kalavverkning.

Många arter som utnyttjar grot som mikrohabitat, alternativt som växtsubstrat, verkar vara rätt ospecifika i sina krav på livsmiljö. Exempelvis är det oftast generalistarter bland mossor och lavar som hittas på grot, det vill säga arter som även kan utnyttja andra mikrohabitat och substrat; trädbaser, sten och mark (Åström m.fl. 2005, Caruso m.fl. 2008, Caruso & Rudolphi 2009). Dessa arter bör därför ha relativt goda möjligheter att överleva hyggesfasen, exempelvis i fickor av ostörd mark eller i anslutning till lämnad naturhänsyn, och därefter successivt återkolonisera området.

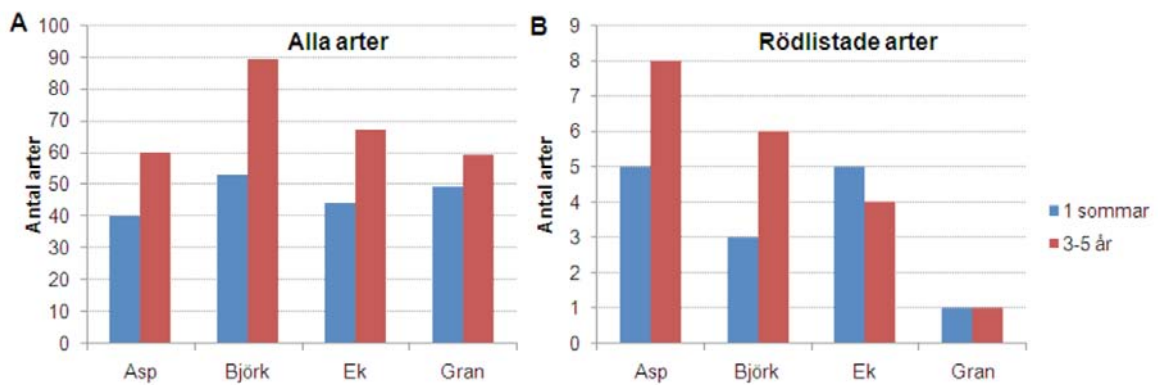


Figur 8.9. Betydelsen av grot i olika hyggesmiljöer vad gäller tillväxten hos uttorkningskänsliga skogsmossor. Diagrammet visar den relativa medeltillväxten hos skyddade respektive oskyddade mosstransplantat som placerats ut i två olika hyggesmiljöer; i nordvända skogskanter (övre figuren) samt i hyggescentrum (nedre figuren, data från Dynesius m.fl. 2008). Det relativa (%) värdet anger tillväxten jämfört med tillväxten hos kontrolltransplantat som placerats ut i sluten skog. Skydd utgjordes av ett täcke av grot. Förkortningar av arters namn: *Hylocomium splendens*, hylspl; *Hylocomiastrum umbratum*, hylumb; *Pleurozium schreberi*, plesch; *Ptilium crista-castrensis*, pticri; *Rhytidiadelphus subpinnatus*, rhysub; *Rhytidiadelphus triquetrus*, rhytri; *Barbilophozia lycopodioides*, barlyc; *Plagiochila asplenioides*, plaasp.

En påtaglig effekt av grotuttag är den minskade substrattillgången för vedlevande, så kallade saproxyla arter. Vedlevande arter är beroende av död ved för sin överlevnad och reproduktion. Deras populationer riskerar att minska när grotuttag minskar vedtillgången i skogen. Men viktigt i sammanhanget är dels de olika arternas substratkrav, dels vilka typer av ved som tas ut vid grotuttag. Idag utgör hyggesrester från gran huvudparten av den grot som tas ut vid avverkning. Tidigare kunskapssammanställningar (Berglund 2006, Egnell m.fl. 2006) har konstaterat att man sannolikt kan göra ganska stora uttag av klenved och grot från gran utan att äventyra arters överlevnad i landskapet. Det är framförallt med hänsyn till två fakta som man dragit denna slutsats:

1. Klen granved verkar sällan hysa rödlistade vedlevande arter. Dessa arter fordrar istället grov död ved (10 cm i diameter eller grövre) eller ved från ovanligare trädslag (asp, ek och ädellövträd) för sin överlevnad och reproduktion (Jonsell m.fl. 1998, Dahlberg & Stokland 2004). De vedlevande arter som utnyttjar klen granved har ofta breda substrat- och habitatkrav. De kan även utnyttja andra vedkvaliteter (både grov och klen ved) och ofta flera olika trädslag. Detta mönster har man sett bland vedsvampar (Allmér m.fl. 2005, Junnien m.fl. 2006) och till viss del även bland vedlevande skalbaggar på granved (Jonsell m.fl. 2007; figur 8.10). Bland mossor och lavar hittar man mycket sällan strikt vedlevande arter på klenved eller grot av gran på hyggen (Åström m.fl. 2005, Caruso m.fl. 2008).
2. Sveriges totala virkesförråd har ökat med mer än 60 % under 1900-talet (se ovan; figur 8.6). Detta har medfört ett ökat nedfall av klenved i form av kvistar, grenar och toppar från gran och tall i växande skog (Dahlberg m.fl. 2011). Det skapas alltså betydligt mer klenved av gran och tall idag än för 100 år sedan (se Liski m.fl. 2006 för liknande trend i Finland). Dessutom tillförs den svenska skogsmarken cirka 10 miljoner m³ grot per år via slutavverkning och gallring – en tillförsel av färsk klenved som antagligen är stor i ett historiskt perspektiv (Egnell m.fl. 2006, Dahlberg m.fl. 2011).

Notera dock att ett flertal studier visat att många vedlevande insektsarter (framförallt vedlevande skalbaggar) föredrar hyggenas solexponerade död ved framför beskuggad ved som bildas i sluten skog, antagligen för att de kräver en hög temperatur i sitt yngelsubstrat (Sverdrup-Thygeson & Ims 2002, Jonsell m.fl. 2007, Jonsell 2008a, Sahlin & Ranius 2009, Maňák & Jonsell manuskript). Det är därtill känt att reproduktionen bland ett stort antal skalbaggsarter, inklusive flera rödlistade arter, är starkt knuten till just solexponerad död ved (Jonsell m.fl. 1998, Lindhe & Lindelöw 2004, Lindhe m.fl. 2004). Det är alltså möjligt att hyggen och solexponerade avverkningsrester bidrar till att upprätthålla populationerna av solgynnade vedinsekter (Jonsell m.fl. 2007, Jonsell 2008a,b).

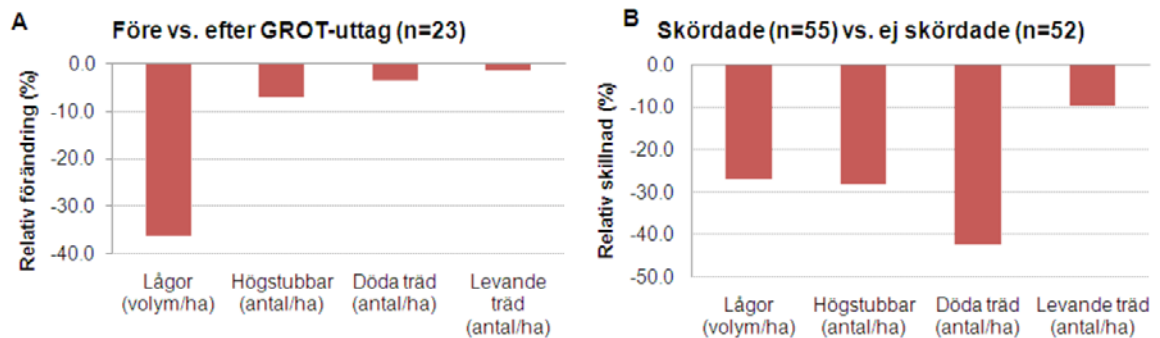


Figur 8.10. Totala antalet skalbaggsarter (A) och totala antalet rödlistade skalbaggsarter (B) som utvecklades i färska respektive 3–5 år gamla avverkningsrester (grot) av fyra olika trädslag. Provtagningen genomfördes på 60 olika hyggen i södra Sverige (data från Jonsell m.fl. 2007). 50 cm långa buntar innehållande grot (1–15 cm) provtogs. Antal buntar: asp, färska (n=100) respektive 3–5 år gamla (n=77); björk, färska (n=134) respektive 3–5 år gamla (n=120); ek, färska (n=62) respektive 3–5 år gamla (n=79); gran, färska (n=102) respektive 3–5 år gamla (n=120).

Forskningen har trots det identifierat tre potentiella effekter av grotuttag på mångfalden av arter och deras livsmiljöer:

1. Uttag av ovanliga vedsubstrat, till exempel grot av trädslag som minskat kraftigt, kan öka hoten mot rödlistade vedlevande arter. Speciellt grot från ädelövträd, men även från asp, har visat sig kunna hysa ett flertal olika rödlistade insekter och svampar (Nordén m.fl. 2004, Jonsell m.fl. 2007, Hedin m.fl. 2008; figur 8.10).
2. Högar av grot kan fungera som ”fällor” för rödlistade vedlevande insekter. Detta har framkommit vid undersökningar av effekterna av uttag av grot från ädellövträd. Äggläggande vuxna individer av rödlistade skalbaggar med en 1–2-årig larvutveckling attraheras av grothögarna och reproducerar sig i det lagrade materialet. Ägg och larver går sedan förlorade om grot flisas och bränns innan skalbaggar hunnit kläckas (Hedin m.fl. 2008). Användning av lagrade högar av dessa typer av grot kan därmed medföra en påtaglig minskning av de lokala populationerna av regionalt sällsynta och minskande skalbaggsarter. Om grot av ädellövträd eller asp överhuvudtaget ska tas ut måste det ske enligt tydliga riktlinjer med syfte att undvika denna ”fångsteffekt”.
3. När man tar ut grot är det vanligt att även annan ved som borde lämnas i naturvårdssyfte förstörs eller tas ut som bränsle (Gustafsson 2004, Andersson 2005, Rudolphi & Gustafsson 2005; figur 8.11). Dessutom verkar grot hanteringen förorsaka fler skador på mark och småbiotoper påverkade av vatten än konventionell avverkning (Gustafsson 2004). När det gäller förlust av ved är det framförallt mängden av liggande grov död ved (lågor) som minskar i samband med grotuttag. Rudolphi & Gustafsson (2005) visade i en studie av 23 kalhyggen i Mälardalen att 4 av 10 grova lågor togs ut i samband med grotuttag. Andra studier

har visat att mängden liggande grov död ved på hyggen där grot tagits ut är 24–27 % lägre än på konventionella hyggen (Gustafsson 2004, Andersson 2005). Kontrasterna mellan brukad skog och eventuell kvarvarande naturskog riskerar därmed att öka vilket kan försämra rödlistade vedlevande arters möjligheter att överleva i skogslandskapet (Dahlberg m.fl. 2011). Sammantaget visar detta på behovet av noggrann planläggning så att naturhänsynen inte skadas vid grotuttag.



Figur 8.11. Grotuttag medför förluster av grov död ved, speciellt volymen lågor minskar. I (A) redovisas den relativa förändringen som detekterades vid kontroll av volym eller antal före respektive efter grotuttag på 23 hyggen (data från Rudolphi & Gustafsson 2005). I (B) redovisas relativa skillnaden mellan 55 hyggen där grot tagits ut och 52 konventionella hyggen (data från Gustafsson 2004).

Effekter på funktionella organismgrupper

Grotuttagens inverkan på markens näringsförråd och mineralisering varierar till viss del från plats till plats och mellan olika marktper. Men det medför alltid en minskning av tillförseln av organiskt material och näringsämnen till marken då en stor andel av grenar och barr transporteras bort istället för att brytas ned lokalt (kapitel 5).

Kväve anses vara den faktor som framförallt begränsar trädens tillväxt i svenska skogar. I växande träd finns ungefär 60–70 % av kvävet i grenar och barr medan bara 30–40 % finns lagrad i stammen (Egnell m.fl. 1998, 2006). Bortåt 60–130 kg kväve kan därför gå förlorad per hektar på grund av grotuttag i gallringsskog (Jacobson m.fl. 2000). Förlusten vid grotuttag efter kalavverkning är större; cirka 200–400 kg kväve per hektar kan försvinna från systemet tillsammans med grot om barren tillåts sitta kvar (Lundborg 1998, Egnell m.fl. 1998, 2006). Grotuttag kan alltså påverka trädens och vegetationens tillväxt (se till exempel Jacobson m.fl. 2000). Dessutom kan förlusten av marktäckande grot påverka markens fuktighet och temperatur vilket i sin tur har betydelse för de mikrobiologiska processerna. Antagligen minskar grotuttag risken för utlakning av kväve både i gallringsskog (Smolander m.fl. 2008) och på hyggen (Staaf & Olsson 1994, Olsson m.fl. 1996).

Den atmosfäriska depositionen av kväve är dock hög i många delar av södra Sverige och kompenserar ofta kväveförluster orsakade av grotuttag (Akselsson 2005). Samtidigt visar studier att kvävedepositionens storlek har stor betydelse för utlakningen av kväve till markvattnet (Gundersen m.fl. 1998, Löfgren & Westling 2002, Akselsson m.fl. 2004). Vissa områden har så hög kvävedeposition att uttag av grot med barr till och med rekommenderas som ett sätt att minska utlakningen av kväve till markvattnet (Skogsstyrelsen 2008c). Grotuttag leder nämligen till signifikant mindre urlakning av kväve (nitrat och ammonium) från hyggesmarker till markvattnet (Staaf & Olsson 1994). I områden där kväveförlusterna på grund av grotuttag inte kompenseras genom atmosfärisk deposition eller kvävefixering kan det däremot bli nödvändigt med behovsanpassad kvävegödsling (Akselsson 2005).

Vad gäller vegetationens sammansättning verkar de markanta förändringar som själva kalavverkningen orsakar (Jalonen & Vanha-Majamaa 2001) helt över-skugga de ytterligare förändringar som orsakas av grotuttag (Åström m.fl. 2005). Kväveförlusterna på grund av grotuttag anses inte orsaka några dramatiska förändringar av vegetationen på hyggen. Visserligen förändras artsammansättningen till viss del. ”Kvävegynnade arter” som till exempel hallon (*Rubus idaeus*), mjölke (*Epilobium angustifolium*) och kruståtel (*Deschampsia flexuosa*) kan minska i förekomst på grund av förlusten av näringsrik grot. Detta har framförallt påvisats i experimentella studier där grot plockats bort helt och hållet från de undersökta provytorna (till exempel Olsson och Staaf 1995, Bråkenhielm & Liu 1998). Med nuvarande teknik lämnas dock ca 20–30 % av grot kvar på hygget och då kan eventuella effekter på kvävegynnade arter vara svåra att påvisa (Åström m.fl. 2005).

Åström (2006), Åström m.fl. (2005, 2007), Dynesius m.fl. (2008) hävdar istället att de viktigaste vegetationsförändringarna på grund av grotuttag beror på ökad exponering (se även diskussionen i avsnittet ovan om arter och livsmiljöer). Skyddade och skuggiga växtplatser med relativt hög fuktighet skapas ofta i anslutning till ansamlingar av avverkningsrester (Åström 2006). Dessa växtplatser försvinner i samband med uttag av grot och det missgynnar uttorkningskänsliga mossor och kärlväxter. Grotuttag adderar alltså till den kraftiga störning och uttorkningsstress som själva kalavverkningen medför. Framförallt missgynnas vissa levermossor. Men även vanliga skogsväxter som husmossa (*Hylocomium splendens*), väggmossa (*Pleurozium schreberi*) och blåbär (*Vaccinium myrtillus*) minskar markant i förekomst (Bråkenhielm & Liu 1998, Bergquist m.fl. 1999, Åström m.fl. 2005, Åström 2006, Åström m.fl. 2007). Samtidigt ökar förekomsten av sol- och störningsgynnade pionjärarter som exempelvis björnmossor (*Polytrichum* spp.), ljung (*Calluna vulgaris*) och gräs (graminoider).

Grotuttag verkar inte orsakar några väsentliga förändringar av viktiga markekologiska funktioner såsom mykorrhiza, nedbrytning och mineralisering. Effekterna av kalavverkning är återigen mer dramatiska. Ofta minskar abundansen av markorganismer betydligt till följd av kalavverkning. Till exempel minskar mycelmängden av mykorrhizasvampar i marken på grund av att svamparnas värdträd avverkas (energi-flödet till svamparna via trädens rötter upphör). Detta i sin tur påverkar de markdjur som betar på svamparnas mycel (Persson, intervju), det vill säga förutsättningarna

för markens näringskedjor förändras mycket då träden avverkas. Det efterföljande uttaget av grot verkar inte orsaka ytterligare förändringar av artsammansättningen bland mykorrhizasvampar och inte heller bland förnaredbrytande svamp (Mahmood m.fl. 1999, Allmér 2005).

Inte heller samhällena av marklevande evertebrater (hoppstjärtar, kvalster, nematoder, småringmaskar, björndjur och olika insektgrupper) verkar förändras till följd av grotuttag, varken på kort (1–2 år; Persson m.fl. 2005) eller lång sikt (15–18 år; Bengtsson m.fl. 1997, 1998). Återigen kan artsammansättningen förändras men ingen art verkar helt försvinna eller bli mycket abundant. Det är dessutom möjligt att många arter inom de olika markorganismgrupperna överlever lokalt på hygget i små fickor av ostörd mark varifrån de sedan kan återetablera sig i omgivande mark då förhållandena där blir gynnsamma (Persson, Taylor, intervju).

Sammanfattningsvis verkar ökade uttag av grot ha relativt små effekter på de studerade funktionella organismgrupperna (Olsson & Staaf 1995, Bråkenhielm & Liu 1998, Åström m.fl. 2005, Åström 2006, Bengtsson m.fl. 1997, 1998, Persson m.fl. 2005). Inga funktionella organismgrupper (växter eller markorganismer) verkar dö ut lokalt eller bli mycket abundant på grund av grotuttag. Därför verkar det rätt osannolikt att grotuttag skulle kunna orsaka förändringar i de ekosystemfunktioner som upprätthålls av hyggenas växt- och markorganismersamhällen. I södra Sverige har troligen även den höga kvävedeposition stor betydelse. Forskningsresultat indikerar att kvävetillförsel förändrar vegetationen (Strengbom m.fl. 2002, 2003, Nordin m.fl. 2005, 2006) och markprocesser som mykorrhiza (Nilsson & Wallander 2003) och nedbrytning (Nohrstedt m.fl. 1989).

Man kan även anta att olika arter av primärproducenter (kärleväxter, mossor och lavar) och nedbrytare (marklevande svampar, djur) många gånger utför ungefär samma funktion i ekosystemet (Huhta m.fl. 1998). Då behöver inte en minskning eller förlust av en enskild art betyda förändrad ekosystemfunktion. Men de små förändringarna som detekterats i fältstudier gäller möjligen över en skogsgeneration (100 år). Däremot är det möjligt att successiva förändringar kan ackumulera över längre tid och eventuellt effekter kanske blir märkbara först efter flera skogsgenerationer.

8.3.2 Uttag av stubbar

Effekter på arter och livsmiljöer

Stubbuttag leder bland annat till en ökad homogenisering av hyggesmiljön, det vill säga vissa livsmiljöer försvinner, vilket i sin tur kommer att påverka många olika arters livsförutsättningar. Avverkningsstubbar utnyttjas av ett stort antal arter inom ett flertal olika organismgrupper (se exempelvis Menkis m.fl. 2004, Allmér 2005, Abrahamsson & Lindblad 2006, Hedgren 2007, Caruso m.fl. 2008, Caruso & Rudolphi 2009, Rudolphi m.fl. 2011). Dels tillför stubbar skydd, mikrohabitatvariation och växtsubstrat för många arter som inte är strikt vedberoende. Marklevande evertebrater (insekter, spindlar, mm.) och troligen även däggdjur använder stubbar som gömställe eller som boplats. Insektsätande fåglar söker föda i stubbar. Stubbar

fungerar troligen som refugier för torkkänsliga skogsmossor under hyggesfasen men kan även utgöra viktiga växtsubstrat där mossor och lavar kan undkomma konkurrensen från de kärlväxter som dominerar markvegetationen på hyggen. Fältexperiment med mosstransplantat visar till exempel att på nordsidan av både stenblock och avverkningsstubbar minskar mortaliteten från 90 % till 70 % efter kalavverkning (K. Hylander muntliga uppgifter). Dessutom har fältstudier visat att just stubbar hyser en artrik lavflora (Caruso m.fl. 2008, Caruso & Rudolphi 2009, Thor intervju).

Stubbar utgör huvudparten (ca 80 %) av den grova döda ved som idag finns i brukade skogslandskap (Egnell m.fl. 2006, Dahlberg m.fl. 2011; se ovan). Stubbar liknar många naturliga vedtyper som bildas då levande träd dödas av torkstress, översvämning, vind, brand eller snöfall (tabell 8.2). Skillnaderna är större när jämförelsen görs mot vedsubstrat som bildas då träd långsamt försvagas och slutligen dör på grund av ålder eller svamp- och insektsangrepp.

Det är känt att många vedinsekter utnyttjar människoskapade högstubbar (Lindhe m.fl. 2004, Lindhe 2004). Högstubbar kan bland annat hysa rödlistade arter (Jonsell m.fl. 2004, 2005, Lindhe & Lindelöw 2004, Lindhe m.fl. 2004, Fossetøl & Svedrup-Thygeson under tryckning). Studier har även visat att högstubbar attraherar skalbaggsarter som gynnas av skogsbrand (Kaila m.fl. 1997, Svedrup-Thygeson & Ims 2002, Lindhe m.fl. 2005) och att artsammansättningen bland skalbaggar i högstubbar skiljer sig från den som återfinns i lågor och liggande död ved (Jonsell & Weslien 2003).

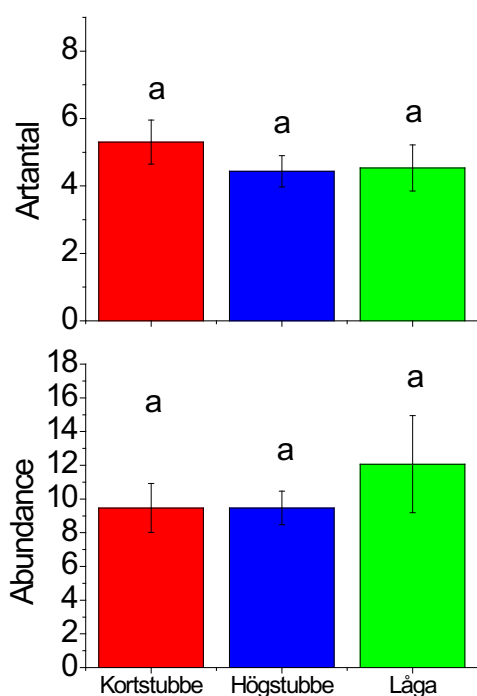
Samtidigt utgör avverkningsstubbar på kalhyggen en stor andel av den solexponerade grova döda ved som finns i dagens brukade skogslandskap (figur 8.5). Exempelvis överstiger mängden avverkningsstubbar mer än tiofalt mängden solexponerad ved i form av högstubbar på ett genomsnittligt hygge i södra Sverige (20–25 m³/ha jämfört med 1–1.5 m³/ha; Abrahamsson 2007). Avverkningsstubbar kan alltså utgöra viktiga ersättningssubstrat och kompensera avsaknaden av de typer av solexponerade vedsubstrat som fanns på brandfält eller i stormfällda skog i naturskogslandskapet. På så sätt kan stubbar på hyggen bidra till att upprätthålla populationerna av solgynnade vedinsekter (Jonsell m.fl. 2007, Jonsell 2008a,b, 2010).

Tabell 8.2. Tänkbara skillnader och likheter mellan avverkningsstubbar och andra typer av grov död ved (≥ 10 cm). Uppgifterna för ungefärliga volymandelar och nedbrytningshastigheter baseras på data från figur 8.5 samt Fridman & Walheim (2000), Siitonen (2001) och Melin m.fl. (2009).

| Typ | Process | Bildning | Volymandel (%) | | Markkon-takt | Initiala egenskaper | | | Exponerings-grad (sol) | Ned-brytnings-år (%) |
|----------------------------------|----------------------|-----------|----------------|------------|--------------|---------------------|---------------------|----------------|------------------------|----------------------|
| | | | Brukad skog | Natur-skog | | Vedkvalitet | Vedsvamps-förekomst | -etablering | | |
| Människoskapad ved | | | | | | | | | | |
| Stående | | | ~70–80 | | | | | | | |
| Avverkningsstubbar (hyggen) | Avverkning | Direkt | | | Betydande | Färsk | Liten | Snittyta, rot | Betydande | ~5 |
| "Högstubbar" (hyggen) | " | " | | | Liten | Färsk/rötad | " | " | " | <3–4(?) |
| Liggande | | | | | | | | | | |
| Lumpar/vedbitar/stockar (hyggen) | " | " | <1%? | | Delvis | " | " | Snittyta, stam | Variande | ~3–4 |
| Fällda träd (hyggen) | " | " | | | " | " | " | " | " | " |
| Naturlig ved | | | | | | | | | | |
| Stående | | | ~5–10 | ~9–45 | | | | | | |
| Stubbar, knäckta träd | Vind/snö | Direkt | | | Delvis | Färsk | Liten | Brottyta, rot | Variande | ? |
| " | Alder/svamp/insekter | Successiv | | | " | Rötad | Etablerad | " | " | ? |
| Stående döda träd | Brand | Direkt | | | Liten | Färsk | Liten | Stam, rot | Betydande | <3–4(?) |
| " | Alder/svamp/insekter | Successiv | | | " | Rötad | Etablerad | " | Variande | <3–4(?) |
| Liggande | | | | | | | | | | |
| Direktdödade, fällda | Vind/snö/brand | Direkt | ~15–20 | ~54–81 | | | | | | |
| Stående döda träd, fällda | Alder/svamp/insekter | Successiv | | | " | Färsk | Liten | Brottyta, stam | Variande | ~3–4 |
| | | | | | " | Rötad | Etablerad | " | " | ~3–4 |

Den faktiska kunskapen om vanliga avverkningsstubbars relativa betydelse för populationer av vedlevande arter är dock fortfarande fragmentarisk. Två studier av vedlevande insekter visar att avverkningsstubbar utnyttjas för reproduktion av många vanliga vedlevande insektsarter. Cirka 60–70 % av de arter som påträffades i högstubbar och avverkningsstubbar hittades i just avverkningsstubbar (Abrahamsson & Lindbladh 2006, Hedgren 2007). Dessutom var flera arter vanligare i avverkningsstubbar än i högstubbar. Vissa arter påträffades endast i avverkningsstubbar och inte i högstubbar (Abrahamsson & Lindbladh 2006). Jonsell (2010) har visat att avverkningsstubbar kan hysa en stor andel av ett landskaps population (> 50 %) av vissa skalbaggsarter. Ett storskaligt uttag av stubbar skulle påverka dessa arter negativt.

Resultat från två studier stärker bilden av att avverkningsstubbar utgör en viktig resurs för många vanliga vedlevande insektsarter (Hjältén 2008, Jonsell 2009). För att skatta individ- och artproduktionen från olika granvedtyper på hyggen fångade Hjältén (2008) vedskalbaggar med så kallade eklektorfallor, det vill säga fallor som fångar insekter som lämnar veden. Fällorna sattes på 30 avverkningsstubbar, 30 högstubbar och 30 lågor av gran på 10 olika hyggen. Produktionen av skalbaggsindivider och -arter var ungefär lika stor i de tre olika substrattyperna; inga statistiska skillnader kunde påvisas. Totalt fångades 930 individer och 122 skalbaggsarter, 68 på avverkningsstubbar, 58 på högstubbar, och 57 arter på lågor (figur 8.12). Däremot fanns signifikanta skillnader i artsammansättning. Hela 31 arter fångades enbart på avverkningsstubbar. Vidare förekom flera vanliga arter huvudsakligen på avverkningsstubbar, till exempel två mycelbaggsarter (*Anisotoma axillaris*, *A. castanea*) och glanslös dvärgborre (*Crypturgus cinereus*). Även tre rödlistade, men rätt okända, arter fångades på avverkningsstubbar. Trots det mycket begränsade datamaterialet i denna ”pilotstudie” är slutsatsen tydlig; sannolikt utnyttjar en stor andel av de vedlevande skalbaggsarterna som återfinns på hyggen i norra Sverige avverkningsstubbar.



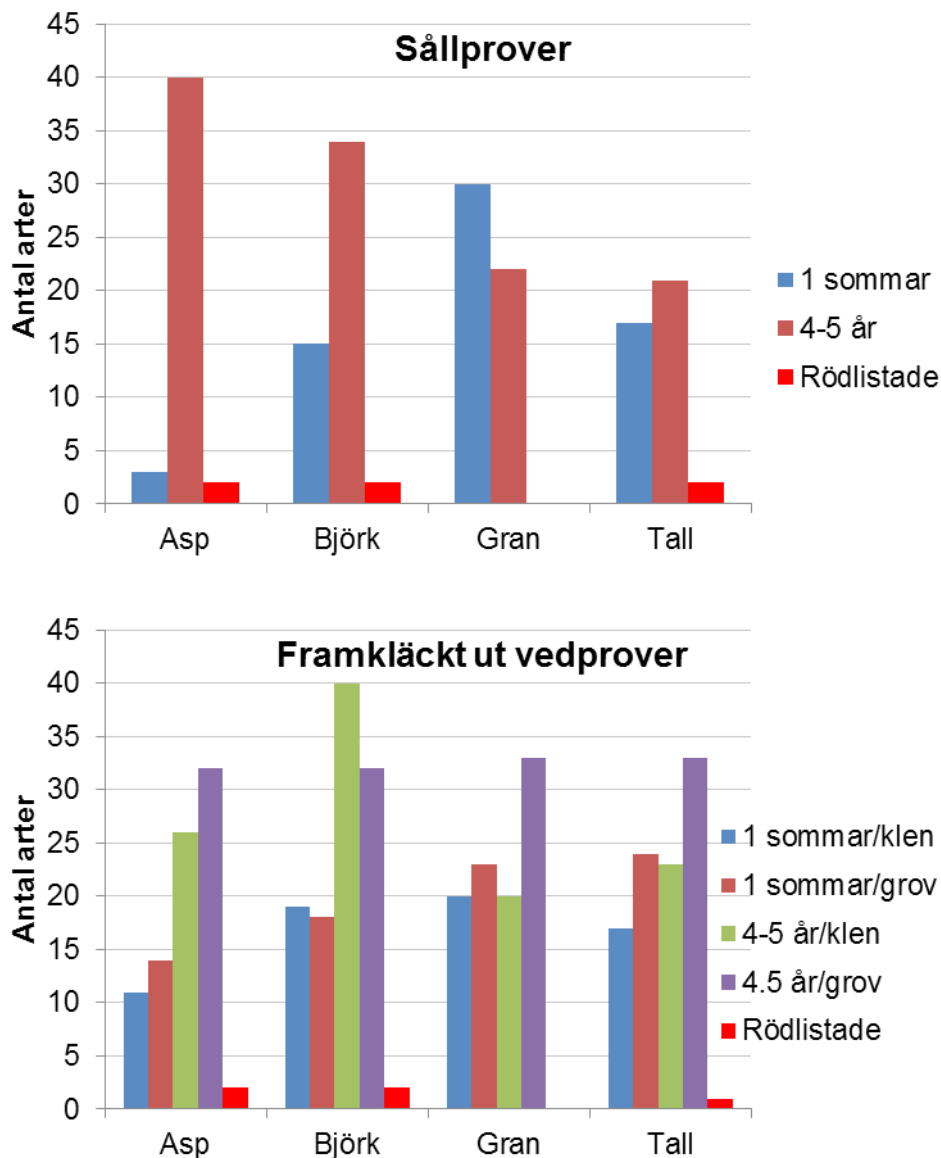
Figur 8.12. Totala antalet arter och individer av skalbaggar fångade med eklektorfällor på 30 avverkningsstubbar, 30 högstubbar och 30 lågor av gran på 10 hyggen i norra Sverige (Hjältén 2008).

Även Jonsells (2009) data, som är mer omfattande, visar att avverkningsstubbar kan hysa många skalbaggsarter. Han fångade skalbaggsarter på avverkningsstubbar och lågor genom att dels sälla barkprover och dels kläcka fram skalbaggar på laboratoriet från utsågade vedprover. Totalt sällades fler arter och fler rödlistade arter fram från stubbars bark än från lågors men medelantalet framsållade arter skiljde sig sällan signifikant statistiskt åt. Dessutom indikerar Jonsells (2009) preliminära resultat att lövträdsstubbar (asp, björk) på hyggen kan hysa rödlistade arter (figur 8.13). Jonsell (2009) kläckte i medeltal fram signifikant fler arter och fler rödlistade arter från 4–5 år gamla lövträdsstubbar än från lika gamla barrträdsstubbar. Inga idag rödlistade arter hittades däremot på granstubbar. Vidare indikerar resultaten att yngre (1 sommar gamla) barrträdsstubbar hyser högre antal arter än de äldre (4–5 år; figur 8.13). Jonsell (2009) fann dock inga tydliga effekter av stubbens storlek inom det studerade storleksintervallet (20 cm – så grovt som fanns).

I redan publicerade studier av mossor redovisas inga fynd av strikt vedberoende arter eller rödlistade arter på stubbar (Caruso & Rudolphi 2009). Studierna är dock gjorda i ungskogsmiljöer, det vill säga 4–18 år efter kalavverkning. Frågan är om vedlevande och fuktighetskrävande arter verkligen har möjlighet att etablera sig och överleva på exponerade stubbar i dessa miljöer (hyggen). Stubbarna är ju kortlivade substrat och är antagligen nedbrutna eller övervuxna när skogen sluter sig och miljön återigen blir lämplig för skuggkrävande och sällsynta mossor.

Gallringsskogars stubbar kan sannolikt ha större betydelse för dessa typer av mossor (Rudolphi m.fl. 2011). Vidare har Rudolphi m.fl. (intervju) inventerat mossors förekomst på mindre exponerade avverkningsstubbar i sydändar av hyggen/ungskogsbestand som dessutom ligger i anslutning till äldre skog och tänkbara spridningskällor (exempelvis nyckelbiotoper). I dessa miljöer har vedlevande arter som vedtrappmossa (*Anastrophyllum hellerianum*) och grön sköldmossa (*Buxbaumia viridis*) påträffats på stubbar. Det är dessutom känt att vanligare vedberoende mossor kan växa på murkna stubbar och rotben i bäckskogar där fuktigheten är stor; exempelvis skogsspärmossa (*Campylium sommerfelti*), späd trådmossa (*Cephalozia leucantha*), hornfliksmossa (*Lophozia longidens*), fingermossa (*Lepdozia reptans*), handbålmossa (*Riccardia latifrons*), fingerbålmossa (*R. palmata*). Mer specialiserade arter såsom vedsäcksmossa (*Calypogeia suecica*), platt spretmossa (*Herzogiella turfacea*), liten hornfliksmossa (*Lophozia ascendens*), vedflikmossa (*L. longiflora*) och timmerskapania (*Scapania apiculata*) observeras däremot mycket sällan (eller aldrig) på stubbar (K. Hylander muntlig uppgifter).

Vad gäller lavar har exponerade granstubbar på hyggen visat sig kunna hysa ljuskrävande vedlevande arter, till exempel stubblav (*Cladonia botrytes*). Men inga rödlistade lavararter har hittats på stubbar i de studier som hittills publicerats (Caruso m.fl. 2008, Caruso & Rudolphi 2009). Vidare har Thor (intervju) kartlagt lavfloran på unga (4–5 år) och gamla (16–18 år) granstubbar i boreonemoral (Östergötland) och sydligt boreal (Dalarna) vegetationszon. Syftet är bland annat att beskriva skillnader i artförekomst som i första hand kan kopplas till regionala skillnader i klimat. Studieområdena i Östergötland och Dalarna är därför rätt likartade. De har bland annat brukats intensivt och arealandelen skyddad skog är liten. Preliminära data från närmare 300 granstubbar visar på förekomst av cirka 70 lavararter, men huvudsakligen sådana som också förekommer på träd och mark. Åtta av arterna som påträffats bedöms vara strikt vedlevande. Ett fynd av en rödlistad art (blek kryptolav; *Absoconditella delutula*) har också gjorts. Lavförekomsten verkar variera både på liten och på stor skala; skillnader finns dels mellan olika delsubstrat (bland annat stubbens snittyta, barktäckt sida och sida med blottlagd ved) inom en enskild stubbe, dels mellan stubbar i de två vegetationszonerna. Inventeringarna har under senare tid utvidgas från att bara gälla stubbar till att även omfatta andra typer av grov död ved i brukad skog. Intrycket är att de påträffade vedlevande lavararterna närmast uteslutande förkommer på just avverkningsstubbar, det grova veds substrat som dominerar i de intensivt brukade områdena som studeras.

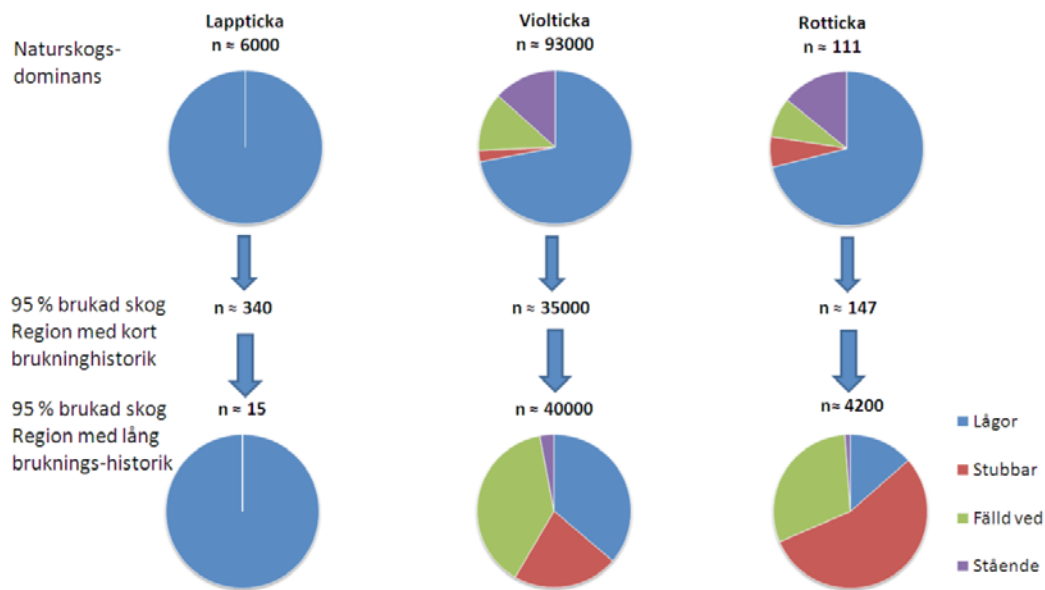


Figur 8.13. Övre figuren: Totala antalet skalbaggsarter i barksållprover från stubbar av olika ålder (en sommar respektive 4–5 år gamla) och olika trädslag. Nedre figuren: Totala antalet skalbaggsarter som kläckts fram ur vedprover från stubbar av olika ålder (en sommar respektive 4–5 år gamla), olika grovlek (klen <30 cm respektive grov > 30 cm i diameter) och olika trädslag. Både (A) och (B) redovisar även totala antalet rödlistade arter (Gärdenfors 2005) som påträffades per trädslag. Provtagningen genomfördes på 14 olika hyggen kring Uppsala (data från Jonsell 2009). För sållprover togs 0.25 m² bark från högst 4 stubbar per hygge (totalt högst 60 stubbar per trädslag). För framkläckning på laboratorium provtogs 20–60 dm³ ved från 10 stubbar per hygge (totalt 140 stubbar per trädslag).

Relativt omfattande data över vedsvampars förekomst indikerar att stubbar främst hyser vanliga arter som har kapacitet att utnyttja både klen och grov ved, olika typer av ved (lågor, stående döda träd, avverkningsrester och stubbar) och olika trädslag (Menkis m.fl. 2004, Allmér 2005, Berglund m.fl. 2011a, 2011b, Vasiliauskas m.fl. manuskript).

I en pågående studie undersöks stubbars relativa betydelse för enskilda vedsvampsarter (tickor). Arters förekomst har analyserats på närmare 100.000 vedobjekt, varav cirka 38.000 stubbar, i 331 olika skogsbestånd i tre regioner i södra Finland (Berglund m.fl. 2011a). De undersökta bestånden skiljer sig åt vad gäller skogsbrukspåverkan och inkluderar både öppna skogsmiljöer (hyggen med naturhänsyn, brandfält och vindfälld skog) och sluten skog (slutavverkningsmogen skog respektive äldre naturskog). De tre regionerna skiljer sig åt vad gäller brukningshistorik; den östra har brukats intensivt under kortare tid än de centrala och västra regionerna. Analyserna indikerar att rödlistade vedsvampsarter ofta har rätt snäva substratkrav; grova naturligt bildade lågor i intermediära nedbrytningsstadier utgör arternas huvuds substrat. De förekommer därför mycket sporadisk på stubbar. Däremot kan rödlistade arter förekomma med relativt hög frekvens på liggande grövre avverkningsrester (kvarlämnad stamved, grövre toppar eller fällda träd). Resultaten indikerar dessutom att effekter av beståndsfaktorer, till exempel skogens öppenhet, är förhållandevis svaga jämfört med effekterna av faktorer på trädnivå (exempelvis trädslag, substrattyp, grovlek och nedbrytningsgrad). Resultaten visar även att förekomstsannolikheten för rödlistade arter med snäva substratkrav varierar mellan olika regioner; den är signifikant lägre i de centrala och västra regionerna där intensivt skogsutnyttjande pågått under längst tid. För exakt samma typ av substrat och i exakt samma typ av bestånd är alltså arters sannolikhet för förekomst olika i olika regioner. Sporadiska förekomster på människoskapade vedsubstrat, inklusive stubbar, är koncentrerade till den östra regionen – möjligen en indikation på att dessa substrattyper kan fungera som tillfälliga ”hoppstenar” för vissa rödlistade arter.

Berglund m.fl. (2011a) har även använt regressionsmodeller över 13 olika vedsvampsarters förekomst på enskilda vedsubstrat för att simulera arters förekomst i några fiktiva landskap. De fiktiva landskapen (cirka 1300 hektar) hade en radie på 2 km vilket motsvarar vedsvampars effektiva spridningsavstånd (Nordén & Larsson 2000, Edman m.fl. 2004, Stenlid 2008). Till att börja med jämfördes förekomsten av arter mellan ett naturskogslandskap och ett brukat skogslandskap i sydöstra Finland, det vill säga inom den region som brukats intensivt under kortast tid. De flesta arter minskade i förekomst beroende på att den totala mängden död ved minskade (figur 8.14). Samtidigt ökade andelen människoskapad död ved vilket var till fördel för de arter som har förmåga att utnyttja den typen av ved.



Figur 8.14. Simulerat antal vedsubstrat med förekomst av fruktkroppar (n) av fyra vedsvampsarter i fiktiva landskap i södra Finland; ett naturskogsdominerat landskap och två brukade landskap. Cirkeldiagrammen visar hur arters förekomst fördelas på fyra typer av död ved inklusive stubbar (både avverknings- och högstubbar). Förutsägelser baseras på logistiska regressionsmodeller över arters förekomst på enskilda vedsubstrat. Se text för ytterligare förklaring (baserad på Berglund m.fl. 2011a).

Den regionala effekten illustrerades till sist genom att jämföra arters förekomst i ett brukat landskap i sydöstra Finland med ett exakt likadant landskap i sydvästra Finland, det vill säga en region som brukats intensivt under lång tid. Arter med snäva substratkrav försvann nästan helt samtidigt som andra arter förblev oförändrade eller till och med ökade i förekomst. Dessa regionala skillnader i arters förekomst kan ha flera förklaringar, men antagligen är skillnaden i brukningshistorik betydelsefull.

Vad gäller just stubbar tyder Berglund m.fl. (2011a) resultat på att vanliga vedsvampsarter är vanliga just därför att de har förmåga att utnyttja människoskapade vedsubstrat, inklusive avverkningsstubbar. Storskaliga uttag kan därför komma att minska populationsstorlekarna bland många ännu icke hotade arter i brukade skogar. Däremot verkar det inte som om stubbar har någon avgörande betydelse för att upprätthålla populationer av idag rödlistade och hotade vedsvampsarter. De uppvisar redan idag, innan stubbar börjat brytas i stor skala, signifikant lägre förekomstsannolikhet i regioner som brukats intensivt under lång tid. I dessa fall förefaller det viktigare med ökade restaurerings- och kompensationsåtgärder för att skapa död ved (lågor) i brukade skogar än att avstå från stubbuttag. Naturvårdsinsatser bör samtidigt även gynna det stora flertalet vedsvampsarter.

Skillnader i artförekomst mellan avverkningsstubbar och andra typer av grov ved indikerar att stubbar har vissa specifika egenskaper som skiljer dem från andra typer av grov död ved i skogslandskapet. Följande egenskaper bör vara viktiga att uppmärksamma (tabell 8.2):

- *Markfaktorn.* En viktig faktor är givetvis att avverkningsstubbar står fast förankrade i marken. Genom att de är så pass låga har markförhållandena sannolikt ett starkt inflytande på vedens egenskaper i större delen av stubbvedsvolymen. Detta bör rimligen leda till helt andra biotiska och abiotiska miljöförhållanden än vad som gäller i de vedtyper som främst exponeras för luft, till exempel stamved på stående döda träd eller omkullfallna trädstammar som vilar på grenar eller uppslitna rotdeklar. Troligen varierar fuktighet och temperatur mindre i en enskild stubbe på grund av markkontakten – de kan därför förväntas utgöra en mer stabil miljö än andra vedtyper. Samtidigt kan variationen mellan olika stubbbar på ett hygge vara stor beroende på skillnader i markförhållanden och solexponeringsgrad.
- *Vedsvampar.* På vilket sätt stubbar koloniserar och utnyttjas av olika vedsvampar är en viktig faktor. Till att börja med skapas stubbar vid avverkning av levande träd. Trädets vävnadsceller fortlever till en början i stubben (von Sydow & Birgersson 1997) och en del av transporten av vatten och näring upprätthålls. Förhållandena är påfrestande för de mikroorganismer (vedsvampar) som etablerar sig i veden; vattenmängden är stor, koldioxidhalten är hög, syrehalten är låg och halterna av trädets försvarssubstanser (olika fenoler) är fortfarande höga (Manio 1991). En speciell grupp vedsvamparter kan hantera dessa förhållanden. De har god spridningsförmåga, tidig etablering men samtidigt snabb sorti ur veden på grund av ökad stress (till följd av uttorkning eller minskad näringstillgång) och/eller upptrappad konkurrens från andra svamparter om näring och energi. Det är dels olika blånads- och mögelsvampar (det vill säga mikrosvampar som inte bildar klassiska fruktkroppar) och dels vanliga primära basidiesvampar som till exempel klibbticka (*Fomitopsis pinicola*), rotröta (*Heterobasidion* spp.), pergamentskinn (*Phlebiopsis gigantea*) och *Trichaptum*-arter (Käärik & Rennerfelt 1957, von Sydow 1993, Vasiliauskas m.fl. 2002, Berglund m.fl. 2011b).

Snittytan på stubbar anses vara viktig för sporetablering av basidiesvampar (Käärik & Rennerfelt 1957, von Sydow 1993). Etablering i stubbens överjordiska delar via insektspridda spridningskroppar (sporer eller mycelfragment) har antagligen också betydelse. Men samtidigt står avverkningsstubbar fast förankrade i marken och basidiesvampar som bildar mycelsträngar (rhizomorfer) i övre markskiktet kan etablera sig via stubbens underjordiska delar (Coates & Rayner 1985a, b, c, Pearce & Malajczuk 1990, Rayner & Boddy 1988, Boddy 2001, Boddy & Heilmann-Clausen 2008). Mycelnätverk i marken ger dem en stor inokuleringskapacitet och understödjer deras etablering i stubbveden (Coates & Rayner 1985a,b, Rayner & Boddy 1988). Skadegöraren rotticka (*Heterobasidion* spp.) är ytterligare ett exempel på en art som har förmåga att etablera och sprida sig via stubbars underjordiska delar (Woodward 1998).

Efter de primära kolonisatörerna följer en period då veden successivt tas över av mer konkurrensstarka vedsvampsarter, så kallade sekundära arter, vars mycel gradvis fyller upp vedvolymen (Coates & Rayner 1985a,b, Rayner & Boddy 1988, Boddy 2001). Med tiden blir systemet mer slutet och det blir svårare för nya arter att etablera sig då de måste konkurrera ut redan etablerade arter (Rayner & Boddy 1988, Boddy 2001, Boddy & Heilmann-Clausen 2008). Det är även känt att de primära vedsvampsarterna påverkar artsammansättningen av de efterföljande sekundära arterna (Renvall 1995, Holmer m.fl. 1997, Heilmann-Clausen & Christensen 2004). Stubbars markkontakt och annorlunda kolonisationsmönster jämfört med vedsubstrat som bildas genom naturliga processer påverkar alltså vilka sekundära vedsvampsarter som lyckas etablera sig i veden. Det är därför möjligt att avverkningsstubbar får en annan artsammansättning än de flesta andra typer av död ved.

Även miljöförhållanden i stubbveden kan påverka sammansättningen av vedsvampsarter. En stabil miljö gynnar antagligen konkurrensstarka vedsvampsarter på bekostnad av andra arters möjlighet till etablering och överlevnad (Rayner & Boddy 1988, Boddy 2001, Toljander m.fl. 2006). I vedtyper där konkurrensförhållandena rubbas på grund av störning, till exempel genom varierande temperatur och fuktighet, har troligen nya arter lättare att etablera sig (Boddy 2001, Boddy & Heilmann-Clausen 2008). Temperaturfluktuationer har visat sig gynna högre artdiversitet och förhindra dominans av konkurrensstarka arter (Toljander m.fl. 2006).

- *Vedinsekter*. Svampfloran påverka i sin tur insektsfaunans sammansättning. För många vedlevande skalbaggsarter är förekomsten av vissa svamparter viktigare än vedens egenskaper (Kaila m.fl. 1994, Jonsell & Nordlander 1995, Økland m.fl. 1996, Lindhe m.fl. 2004, Jonsell m.fl. 2005). Dessutom kan förekomst av rotröta (*Heterobasidion* spp.) i högstubbar missgynna vissa vedlevande skalbaggsarter (Abrahamsson m.fl. 2008).

Abrahamssons & Lindblad (2006) och Hedgren (2007) försöker utreda den relativa betydelsen av tre olika typer av stubbvedssubstrat; (i) vanliga avverkningsstubbar, (ii) högstubbar vid marknivå och (iii) högstubbar vid brösthöjdsnivå. De fann att insektsfaunan (skalbaggar och rosteklar) i högstubbars solexponerade ved vid brösthöjdsnivå ofta kompletterade faunan som återfinns i stubbved vid marknivå. Högstubbars ved vid brösthöjdsnivå blir torrare och varmare än veden vid marknivå vilket i sin tur gör substratet mer attraktivt för vissa insektsarter. Högstubbar vid marknivå hyser däremot vedlevande insektsarter från de andra två substrattyperna, det vill säga insektsfaunan i högstubbar vid marknivå utgör en blandning av de arter som återfinns i vanliga avverkningsstubbar samt i högstubbar vid brösthöjdsnivå. Författarna hävdade därför att högstubbars solexponerade ved vid brösthöjdsnivå är speciellt viktig ur ett naturvårdsperspektiv genom att ved vid marknivå i form av avverkningsstubbar dominerar i skogslandskapet.

Resultaten visar samtidigt att högstubbar inte utgör något homogent substrat; dess egenskaper varierar med höjden ovan mark. Å andra sidan kan man hävda att uppdelningen i ”högstubbar” och ”lågstubbar” (vanliga avverkningsstubbar) är

konstlad. Med ökad höjd kommer naturligtvis även heterogeniteten inom stubben att öka, det vill säga skillnaderna mellan stubbens nedre och övre delar ökar.

- *Nedbrytningshastighet.* Antagligen som en följd av högre och jämnare fuktighet bryts stubbar ned fortare än stående döda träd, lågor och bränd ved (Shorohova m.fl. 2008, Melin m.fl. 2009). Stubbars markkontakt medför dessutom att de relativt snabbt blir övervuxna av markvegetation. Precis som grot är alltså lågstubbar tillgängliga som vedsubstrat under kortare tid än annan grov död ved, speciellt sådan som står upp eller har grenar/rotvältor som håller den fri från markkontakt.

Stubbuttag riskerar även att öka homogenisering av hyggenas miljö och ytterligare försämra naturhänsynen jämfört med om enbart grot tas ut. Generellt saknas dock kvantitativa studier av stubbuttagens effekter på naturhänsyn och olika typer av grov död ved. Ytterligare äldre ved som finns i området före avverkning kommer antagligen att förstöras i samband med stubbuttag. Vad vi känner till har dock endast en studie i norden försökt kvantifiera förlusten av äldre grov död ved i samband med stubbuttag. Rabinowitch-Jokinen (2007) följde 110 permanentmarkerade lågor på stubbrutna och markberedda hyggen. Hon fann att 11–13 % av vedvolymen försvann oavsett om stubbar togs ut eller ej i samband med markberedningen. Dessutom kommer antagligen ytterligare en del nyskapade grova vedsubstrat (kvarlämnade bitar av stamved, grövre toppar och hela fällda träd) att tas ut som bränsle tillsammans med stubbarna, ungefär på samma sätt som vid uttag av grot. Som jämförelse kan nämnas att en finsk studie har påvisat mycket stora förluster av död ved i samband med markberedning genom harvning; cirka 68 % av all äldre liggande grov död ved (speciellt lövträdsved och starkt nedbruten ved) på hyggen kan gå förlorad (Hautala m.fl. 2004).

Effekter på funktionella organismgrupper

Vid stubbuttag följer mycket lite finrötter (<3 cm i diameter) med den stubbved som skördas. Finrötterna blir kvar i marken. Med andra ord bör förlusterna av viktiga näringsämnen som kväve bli försumbara (Egnell m.fl. 2007). Markens produktionsförmåga bör därför inte påverkas nämnvärt av stubbuttag. Däremot är den fysiska störningen av markskiktet ofta rätt påtaglig. Till exempel så ökar ytorna med blottad mineraljord jämfört med om man endast markbereder hygget. Kardell (2007) följde vegetationsutvecklingen på stubbrutna och konventionella hyggen både i norra och södra Sverige under cirka 25 år (från 1978–1979 till 2003–2006). Andelen mark utan fält- och bottenskikt var initialt betydligt högre på stubbrutna hyggen (90 %) än på konventionella hyggena som markberetts genom harvning (55 %). Men redan efter 10–12 år hade 95 % av den blottade marken redan beklänts med mossor, ris, gräs och örter, även om stubbrutna hyggen fortfarande hade något större vegetationsfri yta. Efter 22–28 år fanns ingen statistisk skillnad mellan stubbrutna respektive konventionella hyggen; 4.4 ± 2.9 % respektive 3.6 ± 2.6 % av hyggesytan var fortfarande vegetationsfri.

Det kan dock noteras att Kardell (2007) jämför experimentytor där såväl grot som stubbar skördats med konventionellt markberedda kontrolltytor, det vill säga studien

beskriver egentligen störningen vid så kallat ”helträdsutnyttjande”. Det går därför inte att separera ut effekten av just stubbuttag. Kardells fullständiga dataset skulle dock möjliggöra detta; totalt 8 försökslokaler där kontroller (kalhyggen med konventionell markberedning) och tre olika behandlingar (endast grotuttag, endast stubbuttag respektive helträdsuttag) upprepats i två olika ”block” (totalt 64 provtytor). Kardell (2007) presenterar således bara en delmängd av alla data, bland annat för att begränsa komplexiteten i analyser och resultat. Dessutom är det studerade scenariot mest relevant; stubbar kommer närmast alltid att tas ut först efter att grot redan tagits ut.

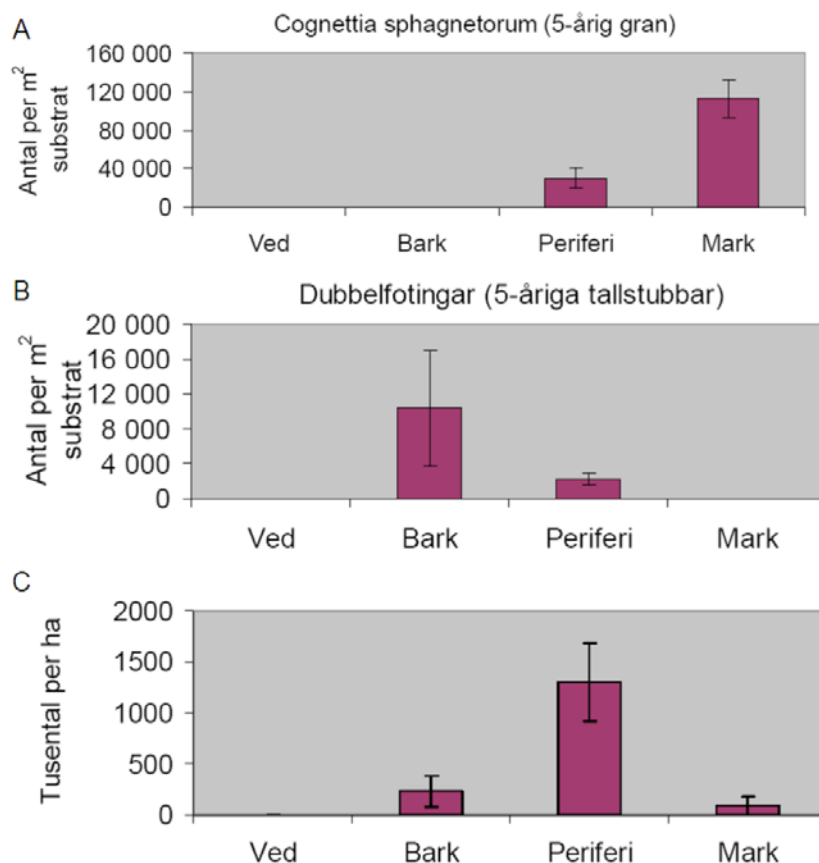
Kardells (2007) studie visar dock att efter en längre tid är eventuella effekter av stubbuttag (inklusive grotuttag) på markvegetation (kärleväxter, mossor och lavar) svåra att detektera. Det är små skillnader i artsammansättning mellan konventionella och stubbrutna hyggen. Ungefär samma förändringar kan ses som de som beskrivs i samband med grotuttag (se ovan). Vissa sol- och störningsgynnade arter (till exempel kråkbär, *Empetrum nigrum*; ljung, *Calluna vulgaris*; björnmossa, *Polytrichum* spp.) kan öka i förekomst på stubbrutna hyggen medan andra (till exempel blåbär, *Vaccinium myrtillus*; hallon, *Rubus idaeus*; mjölke, *Epilobium angustifolium*) kan minska. Det senare gäller även vanliga men uttorkningskänsliga skogsmarksmossor som exempelvis husmossa (*Hylocomium splendens*). Alla arter är dock vanliga i skogslandskapet och inga arter verkar försvinna eller bli mycket abundanta och dominerande. Således förefaller det osannolikt att stubbuttag skulle påverka vegetationsstruktur eller de ekosystemfunktioner som hyggenas växtsamhällen bidrar med – åtminstone inte över en skogsgeneration (100 år). Noterbart är dock att fortfarande efter 22–28 år är bärproduktionen för blåbär och lingon på de stubbrutna provtytorerna cirka 60–70 % lägre än på kontrolltytorerna. Självsådden av träd är också påtagligt högre på de stubbrutna tytorerna.

Det förefaller inte heller troligt att stubbuttag kommer att förändra markprocesser som till exempel nedbrytning och mineralisering. Och den kommer knappast försämra villkoren för mykorrhizasvampar. Deras lokala överlevnad och återetablering beror sannolikt på hur mycket träd och trädgrupper som lämnas kvar på hygget (Vasiliauskas intervju).

Stubbar har en hög kvot av kol och kväve (C/N), det vill säga låga koncentrationer av kväve. Liksom i annan grov död ved ökar mängden kväve i stubbar allteftersom veden bryts ned (Hyvönen m.fl. 2000, Laiho & Prescott 2004, Garret m.fl. 2008). Resultaten i en ny finsk studie (Palvianen m.fl. under tryckning) visar på en tydlig ökning av kväve i stubbar, speciellt under de första fem åren efter avverkning. Kväveackumuleringen i stubbar orsakas antagligen av att mängden kvävefixerande bakterier ökar och/eller att inväxande svampmycel förflyttar kväve från omgivande mark in till den kvävefattiga stubbveden. Stubbar verkar alltså tjäna som en sorts ”sink”, eller fälla, för kväve. Stubbuttag kan därför påverka kväveretentionen efter avverkning.

Liksom grotuttag kommer stubbuttag att minska mängden dött organiskt material vilket i sin tur kan minska förekomsten av viktiga nedbrytare; svamp och djur

i markekosystemets näringsväv. Stubbars betydelse för markorganismgrupper studeras i det pågående programmet. Persson (intervju) kartlägger förekomsten av funktionella markdjurgrupper (kvalster, hoppstjärtar, småringmaskar, myror, spindlar, mångfotingar, skalbaggar och fluglarver m.fl.) i olika stubbdelar (ved, bark och rotben) i gran- och tallstubbar på 5–40 år gamla hyggen i Uppland, Gästrikland, Halland och Småland. Djurgruppernas förekomst jämförs även mellan olika mikrohabitat; stubbar, stubbars närområde (periferin mellan rotben) och omgivande mark. Resultaten visar på skillnader i artsammansättning mellan stubbar, periferi och omgivande mark. Anledningen är att vissa arter eller organismgrupper förekommer i högre individtäthet i stubbar jämfört med övriga mikrohabitat, exempelvis vissa hoppstjärtsarter (*Collembola*), björndjur (*Tardigrada*) och dubbelfotingar (*Diplopoda*). Inga av dessa arter eller organismgruppen verkar dock bara förekomma i just stubbar. Samtidigt uppvisar andra arter och grupper ett rakt motsatt förekomstmönster. Till exempel har småringmasken *Cognettia sphagnetorum*, en nyckelart i boreala markekosystem, högst täthet i omgivande mark. Men beräkningar tyder på att det finns markdjur vars förekomst gynnas av förekomsten av stubbar. Exempelvis har dubbelfotingar antagligen fler individer per hektar i stubbars bark och periferi än i omgivande mark (Persson m.fl. 2009; figur 8.15).



Figur 8.15. Individdtätheten av en småringmask (*Cognettia sphagnetorum*) (A) och dubbelfotingar (*Diplopoda*) (B) i olika mikrohabitat; stubbar, stubbars närområde (periferin mellan rotben) och omgivande mark. I nedre diagrammet (C) har data från (B) använts för att beräkna individantalet i olika mikrohabitat per hektar skogsmark (Persson intervju).

Vidare tyder Perssons (intervju) resultat på att stubbens trädslag och ålder (nedbrytningsgrad) är viktiga faktorer. Det verkar även som om markdjursfaunan i liknande stubbar skiljer sig åt mellan olika regioner. Återigen beror dock skillnaderna i art-sammansättning främst på variationer i individtäthet hos olika arter och inte på att arter kommer till eller försvinner. I samband med stubbuttag kan antagligen även många av dessa funktionella organismgrupper överleva lokalt i fickor av ostörd mark, till exempel i anslutning till lämnad naturhänsyn, varifrån de senare kan återkolonisera omgivande mark då området återbeskogas (Persson intervju).

Taylor (intervju) undersöker hur sambanden mellan stubblevande svampar och svampkonsumerande kvalster och hoppstjärter varierar mellan olika grova (10–45 cm) och olika gamla gran- och tallstubbar (5, 9 och 18 år). Preliminära analysresultat av svampförekomst (utifrån DNA extraherat från vedprover) pekar på att stubbar hyser en stor artdiversitet. Även i de små vedvolymerna som provtas detekteras DNA från en lång rad svamparter. Dessutom ackumuleras hela tiden nya arter till det totala artantalet för varje nytt stubbvedprov som analyseras med moderna DNA teknik, det vill säga val av provtagningsteknik har sannolikt stor betydelse för hur många och vilka arter man detekterar i ved. Preliminära data från 45 stubbar visar dessutom att både individtäthet och artrikedom per volymenhet av kvalster ökar med ökad stubbålder (nedbrytningsgrad). Däremot verkar stubbens diameter ha en förhållandevis liten betydelse.

8.3.3 Uttag i samband med naturvårdande skötsel

I reservat, nyckelbiotoper och ”NS” (Naturvård-Skötsel) bestånd eller ”restaure-ringsskogar” görs ofta naturvårdande skötselgrepp för att utveckla biodiversitetsvärden. I samband med detta kan virke och skogsbränslen tas ut för att täcka en del av skötselkostnaderna.

Exempelvis har Sveaskog avsatt 300 000 hektar som naturvårdsskogar varav 88000 hektar klassats som ”restaure-ringsskogar”. Av dessa utgörs cirka 30 % av lövskogar och lövrika skogar i olika ålder. NS skogar utgör även en komponent i de gröna skogsbruksplaner som utvecklas inom det privata skogsbruket (Johansson m.fl. 2009).

Generellt är det viktigt att bevara, utveckla och återskapa biodiversitet i olika typer av löv- och ädellövskogar då dessa miljöer anses vara en ekologisk brist i det svenska skogslandskapet. Till exempel har Sverige ett internationellt ansvar att värna ädellövskogarna som är en prioriterad skogstyp i den nationella strategin (Naturvårdsverket & Skogsstyrelsen 2005) för att nå miljö kvalitetsmålet ”Levande skogar” (Anon. 2000, 2004).

I samband med naturvårdsinriktad skötsel av lövdominerade skogar bör man beakta de problem som beskrevs i avsnittet om grotuttag. Speciellt grot från ädellövträd, men även från asp, kan hysa ett flertal olika rödlistade insekter och svampar. Grothögar kan även fungera som ”dödsfallor” för rödlistade vedinsekter. Dessutom finns det även i detta fall en risk att naturvårdsambitionen sänks, exempelvis i form av att grova vedsubstrat eller träddeklar som normalt skulle lämnas kvar istället följer med ut som brännved.

Trots att stora insatser görs för att utveckla och återskapa biodiversitet i olika typer av löv- och ädellövskogar är det många gånger fortfarande oklart om skötselmålen på bestånds- och landskapsnivå kommer att uppnås. Naturvårdsbiologisk forskning inom området är därför viktig för att ta fram riktlinjer för skötsel och restaurering. Gotmark (2008, 2009, 2010) redovisar en omfattande genomgång av dagens kunskapsläge. Ämnesområdet är omfattande och utvecklas inte vidare i denna syntes. Energimyndigheten har dock under tidigare och pågående forskningsprogram stöttat ett storskaligt fältexperiment kring naturvårdande skötsel i 25 sydsvenska ekskogar. Resultaten från experimentet sammanfattas i korthet.

Artdiversiteten inom sju olika artgrupper har studerats under en rad av år både före och efter att experimentskogarna vintern 2002/03 gallrades för att öka ljusinsläpp och förbättra vissa utvalda större ekars livsutrymme. Gallringen motsvarade ett uttag av 25–30 % av virkesvolymen. Även uppföljning i ogallrade kontrolltytor ingår i studien. Död ved i form av fällda ekstammar har tillförts i både gallrings- och kontrolltytor. Effekten på artrikedomen efter gallringsingreppet redovisas för de studerade artgrupperna i tabell 8.3. Responsen är oftast positiv men varierar mellan olika artgrupper och även mellan arter på olika typer av substrat (träd, ved, sten och mark). Sammanfattningsvis verkar gallring öka artdiversiteten inom många artgrupper vilket visar på möjligheterna med att kombinera artbevarande med skogsbränsleuttag. Samtidigt visar resultaten att till följd av val av skötselmetod (naturvårdsgallring eller fri utveckling) utvecklas olika biodiversitet, var och en med sina speciella värden. Kontrolltytorna kommer dessutom successivt att bli mer luckiga då träd faller i stormar och därigenom innehålla mer död ved än gallringsytorna.

Tabell 8.3. Resumé över korttidseffekter av gallring på artrikedomen bland olika artgrupper som studeras inom ett storskaligt fältexperiment kring naturvårdande skötsel i 25 sydsvenska ekskogar. Detaljinformation om forskningsresultat hittas på projektets hemsida ([http://www.zoologi.gu.se/personal/Gotmark_Frank/#Biologisk mångfald](http://www.zoologi.gu.se/personal/Gotmark_Frank/#Biologisk_mangfald)).

| | Gallringseffekt på artrikedom | | |
|-----------------------|-------------------------------|---|---------|
| | Ökar | ± | Minskar |
| Evertebrater | | | |
| Växtätande skalbaggar | + | | |
| Vedskalbaggar | + | | |
| Svampmyggor | | ± | |
| Sniglar/snäckor | | | – |
| Kärlväxter | + | | |
| Mossor | | | |
| Mark | + | | |
| Död ved | | ± | |
| Lavar | | | |
| Träd/ekbark | + | | |
| Död ved | + | | |
| Sporsäckssvampar | | | |
| Klenved | | ± | |
| Basidiesvampar | | | |
| Klenved | | | – |
| Grovvädd | | ± | |

8.3.4 Askåterföring vid uttag av skogsbränsle

Effekter av askåterföring på biodiversitet studerades bland annat under Energi-myndighetens förra program (Egnell m.fl. 2006). I nuvarande program ingår inga liknande studier. Kunskapsläget har nyligen sammanfattats av Aronsson & Ekelund (2004) och Egnell m.fl. (2006). Även Perkiömäki (2004) presenterar en aktuell litteraturöversikt. Ämnet behandlas därför relativt kortfattat i denna syntes.

Man kan säga att det egentligen inte finns studier som undersöker effekter på artdiversitet ("arter och deras livsmiljöer"). Tillgängliga data belyser istället effekter på funktionella organismgrupper; vegetation och markorganismer. Studierna klarlägger lokala effekter på provyte- eller beståndsnivå. Majoriteten av studierna har undersökt korttidseffekter (0–5 år) på markvegetationen, det vill säga kärlväxter, mossor och lavar (exempelvis Kellner & Weibull 1998, Jacobson & Gustafsson 2001, Arvidsson m.fl. 2002, Olsson & Kellner 2002, Dynesius 2005). Ett mindre antal studier har utvärderat effekter över längre tid (0–20 år) på markorganismer, det vill säga bakterier, svampar (mykorrhiza) och markdjur (exempelvis Perkiömäki & Fritze 2002, Taylor & Finlay 2003, Persson 2005). Askåterföring kan även påverka biodiversiteten i vattendrag och sjöar genom att påverka vattenkvaliteter men dessa aspekter är relativt lite studerade (Aronsson & Ekelund 2004, Egnell m.fl. 2006, Aronsson 2007).

Aska anses ha liknande effekter som kalkning. Korttidseffekterna på vegetationen och markorganismer beror till stor del på askans egenskaper. Generellt gäller att ju högre löslighet askan har, desto snabbare och större blir den direkta effekten. Snabblöslig aska kan exempelvis skada vegetationen, speciellt mosstäcket (Kellner & Weibull 1998). Skogsstyrelsen rekommenderar därför att askan är stabiliserad och långsamlöslig, det vill säga man bör använda krossaska och pelleterad aska (Skogsstyrelsen 2008c). De är mindre reaktiva (Larsson & Westling 1998) och eventuella chockeffekter på grund av förhöjt pH undviks (Steenari m.fl. 1999). Krossaska, speciellt osiktad krossaska med mycket finfraktion, har dock klara biologiska korttidseffekter genom att den är lösligare och därmed ger snabbare pH-höjningar än pelleterad aska. Behandling med krossaska kan därför vara skadlig för marklevande växter och mossor (Dynesius 2005). Genom att använda pelleterad aska kan man alltså reducera korttidseffekter på fält- och bottenskikt (Arvidsson m.fl. 2002, Dynesius 2005).

Askåterföring verkar ha försumbar effekt på förekomsten av mykorrhizasvampar i marken (Taylor & Finlay 2003). Mycelproduktionen av ektomykorrhiza verkar stimuleras av askbehandling (Hagerberg & Wallander 2002). Bakteriefloren kan dock skilja sig mellan askbehandlade ytor och kontollytor (Fritze m.fl. 2000, Mahmood m.fl. 2003, Perkiömäki 2004). Kalkeffekten kan stimulera högre bakterietillväxt och aktivitet. Detta i sin tur kan påskynda på nedbrytningen och öka kvävet mineralisering och tillgänglighet. Effekterna på markdjursfaunan verkar också vara små med endast små förändringar bland ett fåtal arter. Markfaunan verkar alltså vara rätt okänslig mot de relativt små förändringar i markkemin som askåterföring med härdad aska medför (Haimi m.fl. 2000, Liiri m.fl. 2002, Persson 2005).

8.3.5 Intensivodling

Nya skötselsystem kan i framtiden bli aktuella för att öka produktionen av skogsbränslen. Energimyndigheten ger bidrag till ett forskningsprojekt kring intensivskogsbruk där biodiversiteten i ett intensivodlat och ett konventionellt brukat landskap kommer att följas över en rad av år (Hjältén intervju). Projektet har nyligen startats och förutom baslinjeinventering finns inte några resultat att redovisa. I en aktuell syntesrapport, ”Möjligheter till intensivodling av skog (en slutrapport från ett regeringsuppdrag) har en större grupp forskare och experter försökt klargöra effekterna av intensivodling av skog på biodiversitet (Larsson m.fl. 2009, Gustafsson m.fl. 2009, Nordin m.fl. 2009a). Dessutom pågår en miljöanalys av ungskogsgödsling (Nordin m.fl. 2009b). Ämnet behandlas därför relativt kortfattat i denna syntes. Vi sammanfattar ovanstående rapporters bedömningar och hänvisar i undantagsfall till andra informationskällor.

I Gustafsson m.fl. (2009) avses med ”intensivskogsodling” ett antal skötselåtgärder (1–5) som syftar till att öka skogens tillväxt. De system som utreds är (1) ökad odling av gran på både skogsmark- och jordbruksmark, (2) utökad plantering av contortatall på skogsmark och (3) ökad odling av hybridasp på jordbruksmark. För samtliga skötselsystem förutsätts markberedning och varierande grad av röjning och gallring. Utgångspunkten är även att ingen naturhänsyn kommer att tas inom odlingsytorna. För granodling antas dessutom (4) ungskogsgödsling eller intensifierad gödsling av uppväxande skog. Ungskogsgödsling avser det som i vissa sammanhang benämns som balanserad näringstillförsel. Intensifierad gödsling avser givor som överstiger dagens gällande begränsningar per omloppstid samt gödsling i sydvästra Götaland där det idag inte är tillåtet att gödsla (Enander & Samuelsson 2007). För odling av hybridasp förutsätts dessutom att det är nödvändigt med (5) användning av kemiska bekämpningsmedel mot ogräs före plantering.

Gustafsson m.fl. (2009) sammanställde kunskapsläget vad gäller effekterna på följande aspekter av biodiversitet; (a) fåglar, (b) insekter, (c) kärlväxter, lavar och mossor, (d) bärris och gräs, (e) jordbruksmarkens flora och fauna och (f) rödlistade arter. Nordin m.fl. (2009a) gör dessutom en kort översikt vad gäller effekterna på funktionella organismgrupper i marken, nämligen (g) mykorrhiza och saprotrofiska svampar samt (h) markdjur. Som referens för intensivodling på skogsmark använder Gustafsson m.fl. (2009) och Nordin m.fl. (2009a) dagens svenska modell för skogsbruk med röjning och gallring. Tänkbara effekter bedöms utifrån scenariot att 10 % av Sveriges landareal utnyttjas för intensivskogsodling.

Effekter på arter och livsmiljöer

Gustafsson m.fl. (2009) påpekar att de träd- och beståndsegenskaper som identifierats som viktiga för skogslevande arter står i direkt konflikt med de egenskaperna som genereras genom intensivodling, speciellt i gödslade granbestånd eller i granbestånd på åkermark. Intensivodlade träd kommer att växa fortare och avverkas tidigare än konventionellt odlade träd. Följaktligen kommer äldre träd med grov och skrovlig bark, senvuxenhet, lavpåväxt samt döda vedtytor och grenar att saknas.

Beståndsstrukturen kommer att vara mer homogen än i konventionellt brukad skog, nämligen bestå av ett trädslag, sakna skiktning och luckighet samt ha en snabbare och kraftigare beskuggning av uppväxande skog. Kronförtätningen anses ha stor betydelse för skogslevande arter, exempelvis missgynnas epifyter. I slutna bestånd kommer även ljusgynnade arter i markvegetation (botten-, fält- och buskskikt) att saknas. Död ved som bildas vid avverkning (grot och stubbar) kommer antagligen att brytas ned fortare och beskuggas snabbare av uppväxande skog än liknande vedtyper i konventionellt brukade skogsbestånd.

Utifrån ovanstående beskrivning bedöms effekterna på artdiversiteten på beståndsnivå bli relativt stora (Gustafsson m.fl. 2009). Få arter kan helt enkelt leva i den typen av miljöer. En lång rad arter kommer därför att försvinna samtidigt som dominansen av ett mindre antal vanliga arter kommer att öka, det vill säga intensivskogsodling bör leda till minskad artdiversitet på beståndsnivå. Inga av rödlistans nuvarande arter bedöms kunna utnyttja intensivskogsodlad skog, vare sig den utgörs av gran, contortatall eller hybridasp.

Contortatallodling bedöms ha rätt liknande ekosystemeffekter som intensivt skötta bestånd av inhemsk tall (Andersson m.fl. 1999). Intensifierad skötsel, behov av att reducera skador från insekter och älg samt den kortare rotationstiden torde ge liknande effekter som när inhemsk tall sköts intensivt. Däremot har en studie nyligen visat att contortatallodling kan minska artrikedomen bland växter på landskapsnivå (Nilsson m.fl. 2008).

Enligt Gustafsson m.fl. (2009) är effekterna på artdiversitet knuten till jordbruksmarker svåra att bedöma. Detta beror på bristande kunskap om utseendet på de jordbruksmarker som kan bli aktuella för intensivskogsodling, liksom om deras storlek och placering i landskapet. Om öppna eller halvöppna områden, exempelvis igenväxande betesmarker eller mindre åkrar, som karakteriseras av lågintensivt resursutnyttjande och höga naturvärden, beskogas eller gödglas vore detta negativt för biologisk mångfald.

Enligt Gustafsson m.fl. (2009) är det mycket svårt att bedöma vilka effekter intensivskogsodling kan ha på artdiversiteten på landskapsnivå. Gustafsson m.fl. (2009) simulerar dock fiktiva arters utdöenderisker på landskapsnivå utifrån olika scenarios av hur stor andel av skogsmarksarealen som intensivskogsodlas. Deras resultat visar att även då endast 5–10 % av skogsmarksarealen upptas för intensivskogsodling ökar arters utdöenderisk efter 250 år jämfört med konventionell skogsskötsel. Eftersom man i studien utgår ifrån att mängden död ved minskar på hygget ökar utdöenderisken redan efter 50 år för arter som föredrar solexponerad ved. Utdöenderisken minskar om intensivskogsodlingarna koncentreras i landskapet istället för att de sprids ut slumpmässigt.

Effekter på funktionella organismgrupper

Vid bedömningarna av effekter på markvegetationen i intensivskogsodlingar med gran antar Gustafsson m.fl. (2009) att någon form av gödslinginsats ingår i skötsel-systemet. Konventionell skogsgödsling omfattar gödselgivor om 150 kg N/ha vid

1–3 tillfällen under en omloppstid. Tidigare rapporter har bedömt att effekterna på markvegetationens sammansättning är relativt små och kortvariga (Högbom & Jacobsson 2002). Nya ekologiska data (Strengbom & Nordin muntliga uppgifter) visar däremot på markanta vegetationsförändringar i nästa skogsgeneration, det vill säga effekterna av gödslingen framträder främst efter kalavverkning och i den uppväxande ungskogen. Störningen i form av kalavverkning förstärker alltså skogsgödslingens effekter på markvegetationen.

Generellt medför skogsgödsling i barrskogsdominerade bestånd att växter med hög tillväxthastighet gynnas på bekostnad av växter med låg tillväxthastighet (Aerts & Chapin 2000). Det leder i sin tur till lägre artdiversitet. Det har bland annat observerats i gödslingsförsök i svensk skog; generellt leder ökad kvävetillgång till en förskjutning från normal risdominerad skogsmarkvegetation (blåbär, lingon, kråkbär) till ett artfattigare system dominerat av kvävegynnade örter och gräs (Strengbom m.fl. 2001, Strengbom & Nordin 2008).

Gustafsson m.fl. (2009) gör bedömningen att intensivare gödsling kommer att ha större effekter på markvegetation än konventionell skogsgödsling. Deras slutsats är att markvegetationen i gödslade bestånd kommer att domineras av ett fåtal kvävegynnade arter. Arter som är anpassade till lägre kvävetillgång eller god ljusförhållanden kommer att missgynnas. Generellt kommer få fåltskiktsarter samt lavar och mossor att finnas i sådana bestånd. Marken kommer att domineras av barrförna. Förändringarna i markvegetation till följd av ökad kvävetillgång beror inte bara på enskilda växtarters respons utan även på samspelet med växt patogener och växtätare (se exempelvis Strengbom m.fl. 2002).

Enligt Nordin m.fl. (2009a) visar studier av mykorrhiza att artsammansättningen förändras, fruktkroppsbildningen minskar och det så kallade externa svampmycelet minskar i samband med kvävegödsling. Samtidigt minskar inte andelen mykorrhizainfekterade trädrötter. Dessa förändringar beror antagligen på att då kvävetillgången ökar, minskar trädens kolöverskott och därmed mykorrhizasvamparnas försörjningsbas. På vilket sätt förnålevande saprotrofiska svampar påverkas är däremot oklart, men genom att det ökade kväveinnehållet gör förnan mer svårnedbrytbar finns en risk att aktiviteten bland förnålevande saprotrofiska svampar hämmas (Nordin m.fl. 2009a). Vad gäller markfaunan verkar behovsanpassad kvävegödsling inte påverka antalet arter men artsammansättningen förändras; vissa arter ökar i individtäthet medan andra arter minskar (Lindberg & Persson 2004).

Gustafsson m.fl. (2009) pekar även på risker med att använda främmande trädslag. Fröspridning har konstaterats för exempelvis contortatall och riskerna med detta bör utredas vidare innan storskalig intensivodling införs. Naturalisering av exotiska trädslag eller vegetation ökar även risken för att främmande följearter (till exempel skadeinsekter) på sikt etablerar sig i Sverige.

8.3.6 Hur byggs kunskap om effekter på biodiversitet upp?

Studierna inom Energimyndighetens tidigare program utredde betydelsen av grot och effekter av grotuttag och askåterföring (Egnell m.fl. 2006). De flesta av biodiversitetsstudierna inom Energimyndighetens pågående forskningsprogram utreder den relativa betydelsen av avverkningsstubbar och effekterna av stubbuttag. Studierna initierades under 2008–09, fortskrider enligt ursprungliga planer och slutrapporteras under 2010–11 (tabell 8.4). En resumé av preliminära observationer och resultat som framkommit vid intervjuer och seminarier har tidigare presenterats under kunskapssammanställningen om stubbuttag (se ovan). Detta avsnitt illustrerar istället hur tidigare och pågående studier bidrar till kunskapsuppbyggnaden.

Biodiversitetsstudierna kan grovt delas in på följande sätt:

1. *Förekomstmönster (samband)*

a. *Träd- och beståndsnivå.*

- i. De flesta studier som citeras i sammanställningen beskriver vilka arter, eller funktionella organismgrupper, som utnyttjar grot och stubbar. Studierna beskriver även hur graden av utnyttjande varierar mellan olika beståndstyper, till exempel kronosekvenser av bestånd av olika ålder, bestånd med olika lutning, etcetera. Med andra ord ger studierna ”ögonblicksbilder” av arters förekomstmönster på enskilda substrat i enskilda bestånd. Antingen görs jämförelser mellan bestånd där grot eller stubbar tagits ut och konventionellt brukade bestånd för att utreda lokala effekter av skogsbränsleuttag. Eller så jämförs förekomsten av arter på några olika typer av grot eller stubbar (substrat av olika trädslag, grovlek, nedbrytningsgrad, etcetera) för att utreda vilken typ som hyser flest arter (eller flest rödlistade arter).
- ii. Till kategorin räknas även ett antal uppföljande studier som belyser successiva förändringar i funktionella organismgruppers sammansättning efter skogsbränsleuttag. Exempel är studier av vegetationsutveckling (25 år; se metod i Kardell 2007) och förändringar bland markorganismer (1,5–30 år; Persson 2005; Lenoir intervju; tabell 8.4).

Tabell 8.4. Flera biodiversitetsstudier inom det pågående forskningsprogrammet utreder betydelsen av stubbar för skogslevande arter och funktionella organismgrupper. Siffrorna indikerar studier listade i Bilaga 1. "Kardell" indikerar Kardells (2007) studie som förts in i tabellen då den kompletterar studierna inom det pågående programmet.

| Kunskapsutveckling | Arter | | | | | | | | | | Funktionella organismgrupper | | |
|---|------------------------------------|---------|-------|------------------|-----------|---------------------------|------------------|------------------|---------------------|-------------------|------------------------------|--|--|
| | Växter K. växter | Mossor | Lavar | Svampar | Svampar | Vertebrater (insekter) | Spindel- djur | Verte- brater | Mark- vegetation | Mark- organism | Vatten- organism | | |
| Mönster/ samband (förekomst) | Träd | 1, 2, 5 | 5, 6 | 1, 2, 5, 7-8, 14 | 2-3, 4, 5 | 12, 13, 14 | 13 | | | 13 | | | |
| | Trädslag | | | 1, 7-8 | 4 | | | | | 13 | | | |
| | Typ (stubbar, lågor, etc.) | 5 | 5, 6 | 1, 2, 5, 7-8 | 2-3, 4 | 12, 13, 14 | | | | | | | |
| | Grovlek (diameter) | 1, 2, 5 | 5, 6 | 1, 2, 5, 7-8, 14 | 2-3, 4, 5 | 12, 13, 14 | | | | 13 | | | |
| | Nedbrytning (ålder) | 1, 2, 5 | 5, 6 | 1, 2, 5, 7-8 | 2-3, 4, 5 | 12, 13, 14 | | | | 13 | | | |
| ... | | | | | | | | | | | | | |
| Bestånds | Öppen-/slutenhet | 1, 2, 5 | 5 | 1, 2, 5, 7-8 | 2-3 | | | | Kardell | 7, 12 | | | |
| | Lutning | 1 | | 1 | | | | | | | | | |
| | Markfukt | 2 | | 2 | | | | | | | | | |
| | Bonitet | 1 | | 1 | | | | | | | | | |
| | ... Närhet till spridningskälla | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | | | | | | | |
| ... | | | | | | | | | | | | | |
| Landskap/region | Klimat | 2, 5 | 5, 6 | 1, 5 | 5 | | | | Kardell | | | | |
| | Topografi | | 6 | 1 | | | | | Kardell | | | | |
| | Skogsbrukshistorik | 2 | | | | | | | | | | | |
| | (Fördelning spridnings- källor) | 5 | 5, 6 | 1, 5 | 5 | | | | | | | | |
| | ... | | | 1 | | | | | | | | | |
| Korrelation mellan arter | | | | 7-8 | | | | | | | | | |
| "Statiska modeller" | 2, 5 | 5, 6 | 1, 5 | 2-3, 5 | | | | | | | | | |
| Dynamik (mekanismer) | Livsmiljökrav | | | | | | | | | | | | |
| | Samspel med andra arter | | | | | | | | | | | | |
| | Spridningsekologi | | | | | | | | | | | | |
| | "Dynamiska modeller" | | | | | | | | | | | | |

- iii. Kategorin omfattar även studier av arters etableringsmönster. Exempelvis kan arters förekomst kartläggas på nyskapade vedsubstrat, eller i unga bestånd, som befinner sig på olika avstånd från kända spridningskällor för arterna (se exempelvis metod i Hylander 2009). Inga sådana studier fanns med i det förra programmet men i det pågående programmet undersöker Rudolphi m.fl. (intervju, Rudolphi & Caruso 2010) förekomsten av mossor, lavar, svampar och skalbaggar i närheten av tänkbara spridningskällor – bland annat ”nyckelbiotoper”. Alternativt kan man övervaka arters förekomst inom ett bestånd över tid för att studera i vilken grad nyetableringen är korrelerad med tätheten av redan dokumenterade förekomster av arter. Det har gjorts i det tidigare programmet (Caruso m.fl. 2008) och det görs även i det pågående (Rudolphi m.fl. intervju). Om sannolikheten för etablering ökar med närheten till spridningskällan (eller med förekomsttäthet) kan det tyda på att arternas förekomst är spridnings- eller etableringsbegränsad. Det i sin tur kan ha konsekvenser för hur skogsbruk och naturvård bör utformas. Exempelvis kan det på kort sikt vara mest effektivt att ta större hänsyn eller att göra naturvårdsinsatser nära befintliga förekomster (spridningskällor) av arter.
- b. *Landskaps-/regionnivå.* Kategorin omfattar studier av arters (eller funktionella artgruppers) förekomstmönster inom olika landskap eller regioner. Exempelvis kartläggs arters förekomst inom ett antal landskap/regioner som befinner sig i olika skogsbrukshistoriska faser och som därmed skiljer sig åt i fråga om de strukturer som är viktiga för de studerade arterna. Forskarna testar sedan om arters förekomst plötsligt förändras (icke-linjärt) längs gradienten i förändrad skogsstruktur, det vill säga om det finns tröskelvärden vad gäller skogsstruktur och brukningsintensitet (figur 8.2). Studier av det här slaget saknades mer eller mindre i det förra programmet – endast Jonsell (2005) försökte göra något liknande. Han jämförde skalbaggsfaunan i grot mellan olika landskapsutsknitt i södra Sverige. Däremot undersöker flera projekt inom det nuvarande programmet förekomstmönster i olika landskap eller regioner (Berglund, Persson, Rudolphi m.fl., Thor, intervjuer; tabell 8.4).
- c. *Samband (korrelation) mellan arter eller funktionella organismgrupper.* Vid sidan av olika miljöfaktorer (substrattillgång, skogstyp, topografi, geologi, klimat, etc.) kan såväl enskilda arter som funktionella organismgrupper påverkas av samspelet med andra arter eller organismgrupper (exempelvis genom inverkan av konkurrens, parasitism eller predation). Till exempel kan förekomsten av vissa arter ha speciellt stor inverkan på etablering, diversitet och successionsförlopp bland andra arter. Vidare är det möjligt att generalistarter som är vanliga i brukade skogsmiljöer upprätthåller ett högt spridningstryck in i kvarvarande naturskogsmiljöer. I vilken mån påverkar artsammansättningen i naturskogsmiljöer och eventuellt försämrar livsvillkoren för naturskogsspecialister är dock oklart.

I det pågående programmet utreder Taylor (intervju) hur sambanden mellan stubblevande svampar och svampkonsumerande kvalster och hoppstjärter varierar mellan olika stubbtyper. Även Rudolphi m.fl. (intervju) analyserar samband mellan olika organismgrupper (mossor, lavar, svampar och skalbaggar) på och i stubbar. Vidare undersöker Berglund (intervju) korrelationen mellan olika vedsvampsarters förekomst (tabell 8.4).

- d. *”Statiska” modeller och prediktioner.* Insamlade data över arters förekomstmönster (1 a–c) kan slutligen användas för att beräkna den relativa betydelsen av olika livsmiljöer (substrat, habitat), exempelvis betydelsen av grot eller stubbar jämfört med andra typer av substrat (stående döda träd, högstubbar, lågor, etcetera). Utifrån variation i skogstruktur under ett bestånds hela omloppstid eller inom ett genomsnittligt landskap kan man sedan skatta hur arters populationer fördelas på grot, stubbar och andra typer av vedsubstrat. Skattningarna ger därmed en indikation på vilka arter eller organismgrupper som riskerar att påverkas mest om grot och stubbar tas ut. Sådana skattningar har gjorts inom det tidigare programmet (Dahlberg m.fl. 2011) och utgör ett viktigt delmoment i ett flertal studier inom det pågående programmet om stubbuttag (Berglund, Hjältén & Dynesius, Persson, Rudolphi m.fl., Thor, intervjuer; tabell 8.4).
2. *Dynamik (mekanismer).* Studier under kategori 1 – korrelation/samband mellan arters förekomst och olika miljövariabler – ger en fingervisning om den relativa betydelsen av olika livsmiljöer, till exempel grot eller stubbar, samspelen mellan arter (eller organismgrupper) och arters spridningsekologi. Ifall man fortfarande efter dessa inledande studier misstänker att grot eller stubbar är viktiga kan det finnas anledning att även utreda mekanismerna bakom de förekomstmönster som upptäckts. Inga studier av det här slaget har genomförts inom Biobränsleprogrammet eller inom tidigare program (tabell 8.4).
 - a. *Arter (eller funktionella organismgruppers) ekologi.* Detta omfattar bland annat experimentella studier av enskilda arters livsmiljökrav, samspel med andra arter samt spridnings-, etablerings- och reproduktionsbiologi.
 - i. *Krav på livsmiljö (substrat, habitat).* Genom experiment i fält eller laboratorium undersöks arters förmåga till etablering, tillväxt, överlevnad och reproduktion under olika abiotiska förhållanden; till exempel på olika typer av ved eller vid olika temperatur och fuktighet.
 - ii. *Samspel med andra arter.* Experiment kan även användas för att utreda hur såväl enskilda arter som funktionella organismgrupper påverkas av andra arter eller organismgrupper (konkurrens, parasitism eller predation).

- iii. *Spridningsekologi och rumslig populationsdynamik.* Även arters förmåga till spridning kan undersökas experimentellt. En genväg som ofta utnyttjas inom ekologin är dock att följa arters dynamik i fält inom ett större område och utifrån återinventeringsdata skatta ett fåtal ”nyckelparametrar”, bland annat sannolikheter för utdöende respektive återkolonisering på träd- eller beståndsnivå (metodik exempelvis enligt Hanski 1999).
- b. *”Dynamiska” modeller och prediktioner.* För att kunna bedöma arters möjligheter att upprätthålla populationer, eller utreda eventuella ”tröskelvärden” i arters utdöenderisk, på landskaps-/regionnivå behövs detaljerad kunskap om arters ekologi (1 a). Dessutom måste man kunna förutse hur skogslandskapet förändras över tid till följd av skogsbruk och naturvård. Genom att kombinera kunskap om arters ekologi med kunskap om landskapsdynamik kan man bygga upp prognosmodeller för att förutspå arters framtida utveckling givet olika scenarios av markanvändning.

8.4 Kunskapsluckor

1. *Hur påverkas biodiversitet av skogsbränsleuttag och andra skötselåtgärder på landskapsnivå och över lång tid?* Effekterna av ökad skogsbränsleproduktion måste analyseras med hänsyn både till övrigt skogsbruk och till de naturvårdsåtgärder som görs för att utveckla och bevara biodiversitet. Det är den sammantagna och ackumulerade effekten av all skogsskötsel, inklusive naturvård, i landskapet över lång tid som är viktig.

På sikt bör modelleringsverktyg utvecklas för att analysera arters långsiktiga överlevnadsmöjligheter på landskaps-/regionnivå utifrån olika scenarios för skogsskötsel och landskapsdynamik. Därför behövs också fördjupad kunskap om vad som styr förekomsten av enskilda ”modellarter”, eller grupper av sådana arter. En viktig fråga är bland annat om grot och stubbar kan fungera som tillfälliga ”livbåtar” eller ”hoppstenar” (”stepping stones”) för rödlistade vedlevande arters spridning i landskapet? Även deras betydelse för vanliga vedlevande arters fortlevnad är viktig att analysera. Men även innan alla data finns på plats bör arbetet med att ta fram realistiska scenarier för landskapsdynamik och arters rumsliga populationsdynamik påbörjas. Ändamålsenliga prognoser bör kunna göras utifrån rimliga antaganden om landskapsdynamik och arters livsmiljökrav och spridningsbiologi. Ett sådant utvecklingsarbete kommer fungera som ett viktigt stöd till den fortsatta empiriska forskningen samt vid konsekvensanalyser och planering av ökad skogsbränsleproduktion. Här kan Energimyndigheten undersöka samarbetsmöjligheter med andra forskningsprogram där man arbetar med liknande frågeställningar kopplade till skoglig biodiversitet.

2. *Vilken relativ betydelse har olika vedsubstrat?* Mer data behövs över den relativa betydelsen av olika substrat och livsmiljöer, exempelvis betydelsen av stubbar jämfört med andra typer av vedsubstrat (stående döda träd, hög-

stubbar, lågor, etcetera) och betydelsen av hyggesmiljöer jämfört med andra livsmiljöer (gallringsskog, naturskog). Syftet är att kartlägga vilka arter eller organismgrupper som riskerar att påverkas mest om uttagen av skogsbränslen på hyggen ökar.

Kunskapen om avverkningsstubbar och gallringsskogar är fortfarande begränsad. Många publicerade studier har gjorts på relativt färsk stubbar (Vasiliauskas m.fl. 2002, Menkis m.fl. 2004, Allmér 2005, Hjältén 2008, Jonsell 2009), det vill säga vi vet mindre om stubbars betydelse då nedbrytningen pågått längre tid. Dessutom är den relativa betydelsen av gallringsskogar och de vedsubstrat (exempelvis stubbar) som finns i gallringsskogar i princip ostuderade. Men för att kunna bedöma eventuella effekter av skogsbränsleuttag på hyggen inom ett landskap måste vi veta i vilken utsträckning arter i hyggesmiljöerna även utnyttjar gallringsskogar.

3. *Hur stor är fångsteffekten?* När det gäller så kallade ”fångsteffekter” vid utomhuslagring av skogsbränsle vet vi fortfarande rätt lite om hur stora andelar av rödlistade insektsarters populationer som kan gå förlorade. Fördjupad analys behövs speciellt när det gäller lagring av grot och stubbar av ädellövträd och asp i områden där rödlistade insekter knutna till just dessa trädslag förekommer i små och isolerade populationer. Vi borde också undersöka om dessa effekter kan minskas genom val av tidpunkt för uttag eller övertäckning av skogsbränslehögar.
4. *I vilken utsträckning påverkar den ökade efterfrågan på skogsbränsle hänsynsnivån för naturvård?* Hur stora mängder grov död ved förstörs respektive följer med ut som bränsle? Hur ska naturhänsyn och skötsel utformas för att minimera förluster som kan uppstå? Antalet studier av effekter på naturhänsyn är förhållandevis få när det gäller grotuttag och data saknas mer eller mindre helt när det gäller övriga verksamheter. Exempelvis studeras inte effekter på naturhänsyn inom det pågående programmet, varken när det gäller stubbuttag eller naturvårdande skötsel (naturvårdsgallring).

I vilken utsträckning kompenserar naturvårdande skötsel samt olika restaurerings- och naturvårdsåtgärder effekter av ökad skogsbränsleproduktion? När uttagen av skogsbränslen ökar bör vi samtidigt bli bättre på att ”sköta biodiversitet”. Vi behöver veta om den naturhänsyn som lämnas vid avverkning och de restaureringsåtgärder som görs i landskapet verkligen har hög funktionalitet för den biodiversitet vi har som mål att gynna och bevara. Studier bör också utreda möjligheterna med att bekosta naturvårdande skötsel genom skogsbränsleuttag, till exempel vid naturvårdsgallring för utvecklar biodiversitet i sydsvenska lövskogar, en potentiell ”win-win”-situation för miljön.

9 Syntes – Kan vi öka uttaget av skogsbränsle utan negativa konsekvenser för miljön?

Johnny de Jong, Cecilia Akselsson, Håkan Berglund, Gustaf Egnell, Karin Gerhardt, Bengt Olsson, Henrik von Stedingk

9.1 Inledning

Alla skogsbruksåtgärder påverkar mark, vatten, klimat och biologisk mångfald på ett eller annat sätt. Konsekvenserna kan bli positiva eller negativa beroende på vilka mål och värderingar man har. Utifrån ett samhällligt perspektiv kan vissa negativa konsekvenser vara acceptabla så länge de inte leder till effekter som försvårar ett hållbart nyttjande. Vid en avverkning är det t.ex. oundvikligt att flera arter försvinner lokalt, och att utlakningen av kväve tillfälligt ökar. Däremot kan skogsbruket inte tillåtas äventyra förekomsten av livskraftiga populationer i landskapet eller kvalitén på omgivande ytvatten. Ett skogsbruk ska bedrivas så att det skapas förutsättningar för att alla i skogen naturligt förekommande arter ska kunna finnas kvar, och att omgivande ytvatten är av god kvalitet. Därmed kan det vara möjligt att bedriva ett tämligen intensivt skogsbruk på beståndsnivå med ökat biomassauttag, och samtidigt nå de samhällliga målen på landskapsnivå, men det kräver höga ambitioner och bra kvalitet i miljövården. Ett ökat uttag medför ökad stress på ekosystemet och ställer därmed också högre krav på att åtgärderna utförs på rätt sätt. Exempelvis handlar effektiv naturvård både om kvantiteter, såsom avsättningsarealer och volymer död ved, samt om funktionalitet, d.v.s. kvaliteter och fördelning i landskapet.

I det här synteskapitlet värderar vi konsekvenserna av ett ökat skogsbränsleuttag utifrån de mål som riksdagen antagit; miljö kvalitetsmålen och de skogspolitiska målen. Vi utgår från kunskapssammanställningen (kapitel 4–8), där referenser till vetenskapligt underlag återfinns, för att sammanfatta dagens kunskap om miljökonsekvenser av olika former av skogsbränsleuttag. Vi försöker sedan finna en uttagsnivå av biomassa i skogen som inte innebär att möjligheten att nå miljö kvalitetsmålen ytterligare försvåras. När man gör en syntes av kunskap ifrån olika vetenskapsgrenar för att undersöka möjligheten att nå samhällliga mål är det svårt att väga olika kunskap mot varandra. För att bättre kunna tydliggöra vad vi baserar våra bedömningar på har vi använt oss av Skogliga Konsekvensanalyser och Virkesbalanser 2008 (SKA VB-08) som grund för beräkningar av mängden biomassa och det energivärde man får ut av olika uttagsintensitet av grot och stubbar i olika skötselscenarier.

9.1.1 Bedömningsgrunder

Bedömningen av effekter sker främst på beståndsnivå eftersom kunskapsunderlaget baseras på forskning på beståndsnivå. Effekter på biologisk mångfald behöver dock

bedömas på landskapsnivå med fokus på risken för regional förlust av arter (speciellt rödlistade arter). Påverkan på biogeokemiska kretslopp behöver också bedömas utifrån ett landskapsperspektiv, i synnerhet när det handlar om vattenkvalitet.

Bedömning av effekterna inom respektive miljöområde tar inte hänsyn till miljöeffekter av andra energialternativ och bedömer därför skogsbränsle i ett begränsat perspektiv. I de flesta fall är det en klimatfördel när biomassa används istället för fossila bränslen (direkt eller indirekt i energisystemet). Växthusgas- och klimateffekten av skogsbränsleanvändning innebär dock en del komplicerade problem med avgränsning i tid och rum. Valet av systemgränser, tidsperspektiv och referensfall påverkar bedömningen av skogsbränslets klimatnytta kraftigt. Kunskapssammanställningen som denna syntes bygger på är begränsad till ekosystemens växthusgasbalanser inklusive energieffektiviteten i primärproduktionsledet i skogsbränslesystemen. Vi begränsar analysen till skogsbränsleuttagens påverkan på kolbalanser och växthusgasbalanser snarare än klimatnyttan, eftersom den senare inrymmer en diskussion om uppehållstiden för växthusgaser i atmosfären. För analyser av bioenergens klimateffekter i ett systemperspektiv hänvisas till en parallell syntes om s.k. strategisk bioenergiforskning (Gode m.fl. 2011). Ett centralt antagande är dock att skogsbränslen i form av grot och stubbar används istället för fossila bränslen.

Ett av det mest avgörande antagandet i denna bedömning är att vi utgår primärt från att skogsbruket förmår följa direktiv och rekommendationer från Skogsstyrelsen och andra myndigheter beträffande hänsyn och näringskompensation, även om verkligheten idag ofta är en annan. Under kapitlet "Förutsättningar för bedömningarna" diskuteras relationen mellan våra antaganden och dagens verklighet närmare.

Vad gäller SKA VB-08 använder vi huvudsakligen scenario Referens, med tittar även på de övriga scenarierna: Miljö, Produktion samt Miljö + Produktion (för närmare detaljer se bilaga 2). Inom dessa scenarier har vi underscenarioer baserade på andelen av tillgängligt grot och stubbar som tas ut.

9.1.2 Koppling till andra mål och åtaganden

Sveriges ambitioner inom biobränsleområdet påverkas av internationella överenskommelser och EU direktiv. Det s.k. förnybarhetsdirektivet (EU-direktiv 2009/28/EG) om främjande av användningen av energi från förnybara energikällor anger bindande nationella mål för totala andelen energi från förnybara energikällor av den slutliga energianvändningen (brutto) och för andelen energi från förnybara energikällor inom transportsektorn. Sverige har enligt direktivet förbundit sig att 49 % av den totala energianvändningen ska komma från förnybar energi år 2020, vilket är den högsta andelen i hela EU (vilket innebär en ökning med 10 % från 2010) Varje medlemsstat ska anta en nationell handlingsplan för energi från förnybara energikällor.

EU har tagit fram hållbarhetskriterier för flytande drivmedel och biovätskor och uppmantrar vidare medlemsländerna att sätta upp "hållbarhetskriterier" och certifiering även för fasta biobränslen inklusive de som importeras till EU. Detta blir ett stöd till EU:s krav att biobränslen måste bidra till substantiella minskningar av växthusgasutsläpp, och att biobränsle inte kommer från naturliga skogar, våtmarker och skyddade områden. EU direktivet, inklusive hållbarhetskriterierna, började gälla från december 2010.

9.1.3 Miljökonventioner som påverkar svenskt agerande

Biobränslen är ett av de många områden där en gemensam riktning söks i frågor som rör klimatförändringen, bevarandet av biologisk mångfald och ett hållbart nyttjande. Både konventionen om biologisk mångfald och klimatkonventionen härstammar från FN:s miljö- och utvecklingskonferens som hölls i Rio de Janeiro år 1992. Konventionerna har sedan dess i viss mån differentierats. Biologisk mångfald och klimatförändring är dock på många sätt kopplade till varandra.

Enligt klimatkonventionen ska halterna av växthusgaser i atmosfären stabiliseras på en nivå som innebär att mänsklig verksamhet inte påverkar klimatsystemet på ett farligt sätt. I det bindande Kyotoprotokollet (Annex 1) uppmanas framförallt industrialiserade länder att bedriva forskning kring förnybar energi. Kyotoprotokollet har också etablerat CDM (Clean Development Mechanism) som vidare uppmantrar industriländer att investera i projekt för att minska utsläppen i utvecklingsländer som ett alternativ till de mer kostsamma utsläppsminskningarna i sina egna länder. I framtiden kommer skogsskötsel och skogsbränslen att spela en ökad roll för att mildra climateffekterna.

Sverige har också ratificerat ett internationellt avtal "Konventionen om Biologisk Mångfald" (CBD), där vi förbinder oss att vårda vår biologiska mångfald, och nyttja (använda) den på ett uthålligt sätt, så att den inte förstörs eller tar slut. Detta har införlivats i det svenska miljöarbetet. Ramarna anges i miljöbalken, skogsvårdslagen, miljö kvalitetsmålen, samt i regeringens naturvårdsskrivelse från 2002. Det mesta av arbetet sker inom ramen för de 16 nationella miljö kvalitetsmålen.

9.2 Konsekvenser av uttag av grot, samt av askåterföring

Ökade förluster av näringsämnen vid grotuttag, framför allt kväve, kan påverka den framtida skogsproduktionen. Grotuttag i föryngringsavverkning av granskog påverkar skogsproduktionen i nästa skogsgeneration negativt, medan inga entydiga tillväxteffekter syns i tallskog där höjdtillväxten inte påverkas medan diametertillväxten minskar. Tillväxtminskningen i granskog är inte orsakade av en permanent sänkning av skogsmarkens produktionsförmåga, utan visar sig under de första 10–15 åren. De är inte heller större än att effekten av en väl utförd markberedning och plantering, vilket underlättas efter grotuttag, kan motverka en stor del av effekten. Skogsbränsleuttaget möjliggör ett snabbare igångsättande

av föryngringsarbetet, men grothögarna kan också utgöra ett hinder om de tillåts ligga länge på hygget. Grotuttag i gallring ger negativa tillväxteffekter i både tall och granskog och effekterna tenderar att bli något större efter ett andra uttag. Tillväxteffekterna kommer främst under den andra 10-årsperioden efter gallring och har i vissa fall varat längre än 20 år. Kompensationsgödsling med de viktigaste näringsämnen motverkar nästan hela tillväxtförlusten. Återföring av aska på fastmark kan ge både negativa (t.ex. svaga marker i norra Sverige) och positiva (t.ex. bördiga marker i södra Sverige) tillväxteffekter. Tillväxteffekterna är emellertid förhållandevis små, och ibland märks ingen skillnad alls. För att få en bättre tillväxteffekt av askåterföring kan askan kompletteras med kväve eller användas som gödselmedel på skogliga torvmarker. I ett landskap där skogsbränsle skördas i såväl föryngringsavverkningar som i gallringar utan näringskompensation (kväve + övriga näringsämnen) bör man räkna med en viss minskning av skogsproduktionen om inte den ökade skördeintensiteten kombineras med ökade skogs-skötselambitioner. Åtgärder som märks här är sådana som snabbt kan nå relativt stora arealer såsom ökade ambitioner i beståndsanläggningen i termer av kortare hyggesvila, minskad andel naturlig föryngring, bra kvalitet på markberedning och plantmaterial samt gödsling med i första hand kväve men på många marker också med andra näringsämnen.

Uttag av grot innebär avsevärt förhöjd bortförsel av näringsämnen vilket kan leda till att baskatjonförrådet i marken minskar och att markens försuras. Detta har visats både med modellberäkningar och experimentella studier, även om modellberäkningarna visar på något snabbare effekter än mätningarna. Budgetberäkningar visar att förlusterna är som störst i Götaland och delar av Svealand, framför allt i granskog. Dessa områden har tidigare även drabbats hårt av försurningen orsakad av luftföroreningar och återhämtningen är fortfarande i ett tidigt skede. Förhöjda förluster av baskatjoner från grotuttag i försurade områden kan innebära att återhämtningen bromsas eller helt avstannar. Effekterna är störst på de bördigare markerna. I Norrland är marken inte alls försurad i samma utsträckning, och förlusterna är avsevärt mindre. I de högre boniteterna är dock förlusterna vid grotuttag betydande, och kan leda till utarmning av viktiga näringsämnen. Grotuttag i samband med gallring leder till avsevärt mindre förluster än efter slutavverkning. Askåterföring kan motverka försurning och näringsförluster. Behovet av askåterföring är störst där behovet av återhämtning från försurning (orsakad av tidigare hög svaveldeposition) är som störst. På landskapsnivå innebär förluster av baskatjoner och åtföljande markförsurning i teorin även försurning av ytvatten på lång sikt. Markvatten under rotzonen ger en indikation om kvaliteten på vattnet som lämnar rotzonen. Resultat från ett fåtal experiment visar att markvattnet försurats efter grotuttag, men också att en återhämtning kan ske på några decenniers sikt. Det finns enbart ett fåtal rapporterade resultat från experiment som visar effekterna av grotuttag på ytvattnets försurningsstatus. Dessa visar på relativt små effekter på kort sikt, som klingar av på längre sikt. Fler långsiktiga försök krävs dock för att få en tydligare bild av effekterna.

Skogsbrukets bidrag till kväveutlakningen till sjöar och hav är mycket litet jämfört med andra källor i nuläget, men det är viktigt att kväveutlakningen från skog inte ökar. Uttag av grot innebär att flera gånger mer kväve tas ut från skogsekosystemet än om enbart stammar skördas, speciellt i granskog med höga boniteter. I högt kvävebelastade ekosystem som är nära kvävemättnad innebär detta i teorin en minskad risk för förhöjda kvävehalter i markvattnet, vilket också har påvisats i ett flertal experiment. Det finns dock även experiment som visar på motsatta effekter, eller inga effekter alls, vilket kan bero på att grotuttag även påverkar andra faktorer såsom markvegetation och tillgång på andra näringsämnen än kväve. På lång sikt innebär dock grotuttag att högt belastade system avlastas med avseende på kväve, vilket är positivt ur övergödningssynpunkt. Om oron för produktionsminskningar efter skogsbränsleuttag eller tron på en växande skogsbränslemarknad leder till ökad tillförsel av kvävegödsel till skogen, kan detta verka i motsatt riktning. Askåterföring kan genom sin pH-höjande effekt påverka mineraliseringen av kväve och därmed kväveutlakningen. Ett flertal experiment har visat på att det vanligtvis inte finns någon effekt av askåterföring på kväveutlakning med de asksorter och doser som rekommenderas. Återföring av härdad och krossad aska på färska hyggen har dock i ett fall visat sig kunna innebära något förhöjda nitratkvävehalter i markvattnet under ett år. Detta visar att tidpunkten för askspridning under omloppstiden är av stor betydelse.

Grotuttag innebär i sig inga kända risker avseende spridning eller omlagring av miljögifter i skogsmark eller andra landskapselement. Grotuttag i kombination med askåterföring kan innebära både en nettominskning eller nettoökning av förekomsten av tungmetaller och andra miljögifter i skogsmarken. Miljögifter som hamnar i askfraktioner som inte återförs till skogsmark innebär en avlastning av miljögifter från skogsmarken, medan en kontamination av askor, t.ex. genom inblandning av orena bränslen med höga halter av miljögifter, kan innebära en nettoökning. En förutsättning för att öka askåterföringen utan att öka belastningen av miljögifter till skogsmarken är att enbart godkända askor används.

Kolbalansstudier av enskilda bestånd som endast inkluderar direkta effekter, visar att kolbalansen av grotuttag för energiändamål är mycket positiv ur klimatsynpunkt jämfört med fossila bränslen, då jämförelsen görs över tidsperioder som tillåter att grot som lämnats kvar i skogen delvis har brutits ner. Kolbalansstudier av grotuttag på landskapsnivå visar dock på omedelbar positiv klimatnytta. Kolbalansen av grotuttag är också beroende av hur framtida skogsproduktion påverkas, eftersom denna utgör en viktig del av den koldioxid som binds i ny biomassa över en omloppstid. Askåterföring liksom annan näringstillförsel kan påverka kolbalansen i den mån den förändrar skogsproduktionen eller omsättningen av kol lagrat i marken, men dessa effekter är sannolikt marginella på fastmark jämfört med skogsbränslets substitueringsseffekt. Tillförsel av härdad vedaska på dikad torvmark leder till avsevärt ökad skogstillväxt, och möjligen oförändrat eller minskat utsläpp av växthusgaser.

Död ved i alla former utgör ett mycket viktigt substrat för ett stort antal skogslevande arter. När det gäller klen lövträdsved har det visat sig vara värdefullt även för en del sällsynta och rödlistade organismer. Klen barrträdsved tycks däremot inte vara lika viktigt för dessa arter. Generellt är grövre död ved och ved från mindre vanliga trädarter viktigare för rödlistade arter. Ett ökat uttag av barrgrot bör därför inte utgöra något hot mot någon art. En risk med ökat grotuttag är dock ökade skador på mark och på kvarlämnad naturhänsyn, vilket kan medföra stora negativa konsekvenser för den biologiska mångfalden. En annan risk som man bör vara uppmärksam på är att grothögar av löv kan locka till sig sällsynta arter, som senare eldas upp med bränslet. Högarna kan med andra ord fungera som fångstfällor.

I vissa miljöer kan gallringsuttag vara positivt för skyddsvärda arter. Det gäller t.ex. skogar med naturvårdsmål som kräver skötsel för att bevara naturvärdena.

Det finns tämligen gott om klen död barrved, inte bara på hyggen utan generellt i skogslandskapet. Konsekvenser för rödlistade arter av uttag av barrgrot bedöms därför som begränsade, även om en stor andel skulle tas ut från de flesta hyggen. Vilka konsekvenserna blir för andra, idag ej rödlistade arter, beror på vad som händer i övrigt i landskapet. Om det ökade uttaget av grot medför en generellt lägre andel död ved medför detta givetvis en stress för många populationer av arter som nyttjar den döda veden. Detta kan motverkas genom förstärkta generella hänsyn och ökade arealer avsättningar av bestånd med naturvärden.

9.3 Konsekvenser av uttag av stubbar

Inget i det empiriska material som finns tillgängligt för att studera effekter av stubbuttag på skogsproduktionen tyder på några negativa effekter på kort sikt. Den markstörning som stubbuttaget medför har i flera försök stimulerat självföryngring av i första hand pionjärträdslag, men även gran, vilket kan bidra till skogsproduktionen i de fall övriga föryngringsåtgärder helt eller delvis misslyckas. Uttag av stubbar i rotröteinfekterade bestånd minskar rötffrekvensen i nästa skogsgeneration, åtminstone då alla rotröteskadade stubbar tas ut eller tas upp på markytan. Antalet snytbaggar som kläcks på hygget minskar efter uttag av stubbar, men snytbaggeskadorna på skogsplantorna minskar inte. Om stubbuttag av logistiska skäl förlänger hyggesvilans längd får det direkt negativa effekter på skogsproduktionen. Om stubbar tas på fuktiga finjordsrika marker ökar risken för markkompaktering vilket kan ha en negativ effekt på plantetablering och tillväxt. Om stubbiomassa tas ut istället för mer näringstät biomassa såsom klena stammar och grot kan det gagna skogsproduktionen i ett landskap.

Uttag av stubbar innebär att ytterligare kväve och andra näringsämnen förs bort från ekosystemet jämfört med om enbart grot tas ut, och innebär därmed i teorin en ytterligare kvävelättnad, men också ökad försurning. Den direkta påverkan är dock avsevärt mindre än påverkan av grotuttag, eftersom halten av kväve och baskatjoner i stubbar är flera gånger lägre än i grot. Dessutom kan uttag av stubbar innebära markstörning som kan leda till ökad utlakning av kväve och baskatjoner

under hyggesfasen, t.ex. kalium. Detta behöver studeras närmre för att kunna dra några generella slutsatser av effekter av uttag av stubbar på näringstillgång, kväveutlakning, övergödning och försurning.

Stubbuttag misstänks kunna leda till ökad risk för metylering av kvicksilver i marken, och därmed ökad risk för att metylkvicksilver anrikas i akvatiska näringskedjor. Misstanken bygger på analogi från andra situationer där skogsbruk genom körskadorna i fuktig och humusrik mark har orsakat förhöjda halter och flöden av metylkvicksilver, och den har i ett fall bekräftats i en fältstudie medan en annan studie inte kunde påvisa sådana effekter av själva stubbskörden. Riskerna kan sannolikt minskas om stubbuttag utförs med förstärkt hänsyn till mark.

Kolbalansen av stubbuttag är mer svårbedömd än för grotuttag. Kolbalansstudier av stubbuttag på beståndsnivå visar att det krävs längre tid för stubbar innan den positiva effekten uppstår därför att stubbar bryts ner långsammare än grot. Kolbalanser beräknade på landskapsnivå visar dock, i likhet med grotuttag, att den positiva effekten uppstår omedelbart, med reservation för osäkerhet kring hur stor klimatnyttan är i fallet då stubbar ersätter naturgas. Till dessa direkta effekter tillkommer osäker kunskap om de indirekta effekterna av stubbuttag, d.v.s. hur omrörning och markskador orsakade av stubbuttag påverkar nedbrytning av markens organiska substans på både kort och lång sikt, liksom hur detta skiljer sig från konventionell markberedning och hur det påverkar skogsproduktionen.

Ett stort antal arter nyttjar de stubbar som lämnas kvar på hygget efter en avverkning. Stubbarnas värde består framförallt i att de består av grov, solexponerad död ved i störda miljöer, en resurs som det är brist på för övrigt i skogslandskapet, och som framförallt nyttjas av många insektsarter och svampar. Vanliga lågstubbar blir emellertid beskuggade ganska snart på grund av överväxning. Stubbar av asp eller ädla lövträd, ibland också björk och tall, hyser även rödlistade arter. Granstubbar tycks dock ha begränsad betydelse för rödlistade arter. Ett ökat uttag av granstubbar minskar tillgången på livsmiljöer för död ved -beroende arter, men utgör sannolikt inget hot mot rödlistade arter. Stubbar är troligen viktiga för att upprätthålla dagens populationer av många vanliga vedlevande arter. Storskaliga uttag av stubbar kan därför komma att minska populationsstorlekarna bland ännu icke hotade arter. Det är väl känt att även rödlistade arter förekommer i t.ex. kvarlämnade högstubbar. Stubbar i anslutning till spridningskällor, t.ex. nyckelbiotoper eller naturreservat, hyser oftare rödlistade arter. Ur biodiversitetssynpunkt är uttag av stubbar mer riskabelt än uttag av grot. Ett ökat uttag av barrträdsstubbar kan vara acceptabelt, men uttaget bör begränsas och ske under kontrollerade former tills vi har mer kunskaper om konsekvenserna. Konsekvenserna i landskapet kommer att bero på vad som händer i landskapet i övrigt, t.ex. hur omfattande är de generella hänsynen, hur stora arealer som har avsatts för naturvård.

9.4 Konsekvenser av intensivodling av skog

Med intensivodling avses här skogsskötsel som avsevärt höjer skogsproduktionen i ett bestånd. Produktionshöjande metoder kan innefatta väl utförd markberedning,

plantering med förädlad plantmaterial, främmande träslag och gödsling (inklusive askgödsling på dikad torvmark). Med dagens kunskap om behovsanpassad gödsling (BAG) kan skogsproduktionen fördubblas i lämpliga bestånd.

Studier av kväveläckage i försök med behovsanpassad gödsling har gett varierande resultat. I samtliga experiment ökade kväveläckaget efter behandling. I de försök där gödsling utfördes varje år i lägre doser var kväveläckaget relativt lågt. I de försök där tillförsel skedde vartannat eller vart tredje år, vilket bedöms vara mer realistiskt med tanke på arbetsinsatser och ekonomi, varierade kväveläckaget från lågt till mycket högt. En slutsats är att frekvens, metodik och beståndsegenskaper har stor betydelse för kväveutlakningens storlek. Detta stämmer överens med resultat från dynamisk modellering. Kunskapen om hur olika faktorer påverkar kväveutlakningen efter behovsanpassad gödsling, inklusive kväveutlakningen efter avverkning av dessa bestånd, måste förbättras för att kunna minimera kväveutlakningen. Det finns än så länge enbart ett ytterst begränsat underlag vad gäller effekten av behovsanpassad gödsling på kväveutlakning efter slutavverkning, och det går därmed inte att dra några generella slutsatser.

I den samlade bedömningen av effekter av BAG på kväveutlakning måste även beaktas att gödslingen förkortar omloppstiden och därmed ökar hyggesfasens andel av skogsbeståndets omloppstid. Vid behovsanpassad gödsling tillförs gödsel i relativt små doser och i förhållande till trädens behov, baserat på analys av näringsinnehåll i barren/bladen, för att uppnå maximal produktion. Detta ökar förutsättningarna att undvika överdosering och därmed risken för kväveläckage och markförurning. Intensivodling av skog bedöms inte heller ha stor effekt på spridningen av miljögifter under de former som kommit ifråga. Om däremot slam och liknande restprodukter används innebär det potentiellt ändrade flöden av miljögifter.

Växthusgasbalansen av intensivodling av gran är relativt svårbedömd därför att upprepad kvävetillförsel ökar risken för ökade lustgasemissioner. Ökningen i lustgasemission måste ställas i relation till den ökade kolsänka som odlingsmetoden kan ge. En studie av en norrländsk granskog som gödslades enligt BAG-principen (Flakaliden) visade att den mycket stora tillväxtökningen mycket väl kompenserade för de något förhöjda lustgasemissionerna. Alternativet till intensivodling för att uppnå hög produktion kan vara konventionell skogsgödsling. Det är inte självklart att det senare medför mindre risk för ökade lustgasemissioner. Intensivodling av skog kan därför ha förutsättningar att ge en positiv växthusgasbalans om anläggning, gödsling och avverkning sker på ett optimalt sätt.

Den biologiska mångfalden blir mycket begränsad i de bestånd som intensivodlas. Vilka konsekvenserna av intensivskogsbruk blir för biologisk mångfald beror därför helt på vilka bestånd som kommer att användas för intensivskogsbruk (biologiskt utarmade bestånd eller bestånd med naturvärden). Om det i framtiden kommer att bli möjligt att styra detta bedöms konsekvenserna för biologisk mångfald att bli begränsade. Om det däremot inte blir möjligt att styra intensivodlingen till lämpliga bestånd så kan konsekvenserna bli negativa för biologisk mångfald. Konsekvenser för biologisk mångfald i landskapet beror dels på hur areellt omfattande intensivskogsbruket blir, och dels på hur de intensivodlade bestånden är lokaliserade i landskapet.

9.5 Konsekvenser för biologisk mångfald av torvuttag på dikad skogsmark

Dikade torvmarker utgör habitat för en lång rad organismer. En exploatering av en torvmark innebär att detta habitat försvinner. Men variationen av myrtyper, dräneringsgrad och succession gör att begreppet dikade torvmarker innehåller en stor variation av vegetationstyper. Genom att identifiera dikade torvmarker med liten betydelse för biologisk mångfald i landskapet; dikade myrar av en vanlig myrtyp eller med en skogstyp som antingen är vanlig i landskapet eller saknar regionala värden, kan man minimera den negativa effekten på biologisk mångfald i landskapet. Studier från Mellansverige visar att dikade torvmarker där hyser få rödlistade arter. Däremot har dikade torvmarker ofta en högre lövandel än den omgivande kulturpåverkade skogen, och biotopvariationen är större. För områden där man i sina regionala naturvårdsstrategier vill öka lövandelen kan dikade torvmarker utgöra en potential. På myrimpediment kan det finnas strukturer såsom gamla tallar, som i övrigt saknas i det omgivande brukade skogslandskapet. Dikade torvmarker kan innehålla skogsklädda torvmarker som inte påverkats nämnvärt av dikningen. I ett landskap, där de flesta sumpskogar dränerats, blir dessa skogstyper värdefulla miljöer för många arter. Genom en kartläggning av vegetationstyper och trädslagsfördelning på torvmarken, och information om landskapet och regionala landskapsstrategier kan man göra prioriteringar mellan olika torvmarker med avseende på förväntad effekt av torvtäkt på biologisk mångfald.

Valet av efterbehandling efter avslutad torvtäkt får betydelse för den långsiktiga biologiska mångfalden i landskapet; om man väljer att efterbehandla med biologisk mångfald i fokus eller skogsproduktion. En ytterligare aspekt är vad alternativet till torvtäkt är. På skogliga dikade torvmarker kan de främsta biologiska värdena ligga i trädskiktet. Om alternativet är skogsproduktion med dikesrensning och avverkning så får man i en bedömning av effekter av torvtäkt ta ställning till torvmarkens biologiska värden utan trädskikt.

Endast en liten del av Sveriges torvmarker påverkas i dag av aktiva torvtäkter (ca 10 000 ha). En ökning av torvbruket skulle fortfarande bara påverka en obetydlig del av Sveriges torvmarker. Däremot kan det få lokala och regionala konsekvenser. Det gör att valet torvmark att exploatera måste bygga på både lokala hänsyn och torvmarkens betydelse i landskapet.

9.6 Regional variation

Idag, då det i första hand är marknaden för skogsbränsle till kraft- värmeindustrin som växer, kommer marknadstrycket och därmed intensiteten i skogen att vara störst där det finns eller uppstår stora anläggningar för kraft- värmeproduktion baserad på biobränslen. Detta sammanfaller till stor del med tätbefolkade områden i Götaland och Svealand där det redan råder, eller snart uppstår ett underskott på skogsbränsle (figur 9.1).

Skillnader i klimat mellan norra och södra Sverige har skapat det grundläggande regionala mönstret för skogsproduktion och utbredningen av t.ex. många lövträd. Detta regionala mönster sammanfaller också till stor del med det geografiska mönstret för luftföroreningar och nedfallet av svavel och kväve. Uttag av skogsbränslen idag uppvisar ett annat regionalt mönster, där Mälardalen och sydvästra Sverige är områden med ett underskott av skogsbränslen relativt energiproducenternas behov, medan det idag finns ett överskott i delar av sydöstra Götaland och inre Norrland.

De tillväxteffekter som orsakas av det ökade näringsuttaget vid framförallt grotuttag visar inte på några tydliga regionala skillnader eller skillnader mellan marker av olika bördighet. Kunskap från gödslingsförsök gör det emellertid troligt att tillväxtminskningar i norra Sverige (på svaga marker) i första hand beror på det extra kväveuttaget och att tillväxtminskningen kan motverkas enbart med tillförsel av kväve medan ett fullgödselmedel troligen krävs på bördigare marker eller i södra Sverige. Ett regionalt eller bördighetsmässigt mönster uppvisas också i tillväxtresponser på askåterföring med en viss tillväxtökning på bördiga marker och en viss tillväxtminskning på svaga marker.

Effekten av skogsbränsleuttag på kväveupplagring i marken är störst i södra Sverige, där biomassan som tas ut generellt är större och mer kväverik. Det är också i södra Sverige som risken för kväveutlakning är som störst. Medan bortförsel av kväve kan ses positivt i södra Sverige ur övergödningssynpunkt innebär det i norra Sverige snarare oönskade effekter i form av ökad kvävebegränsning och risk för minskad tillväxt.

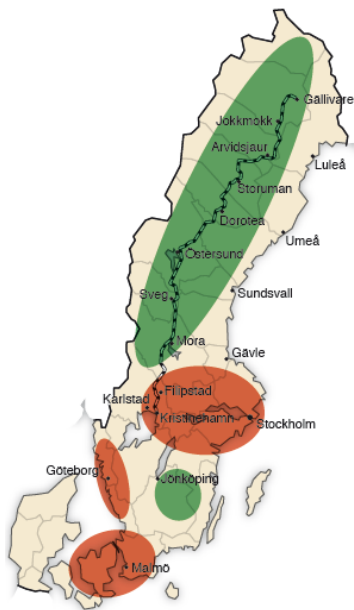
Vad gäller risken för kväveutlakning efter behovsanpassad gödsling är det svårt att utifrån befintliga studier dra några generella slutsatser om skillnader mellan olika regioner.

Förekomsten av radioaktivt cesium i Sverige har en tydlig regional karaktär, med förhöjda nivåer i miljön där nedfallet var som störst efter kärnkraftsolyckan i Tjernoby 1986. Hanteringen av skogsbränsleaskor från sådana områden omfattas emellertid av särskilda föreskrifter fastställda av Strålsäkerhetsmyndigheten och skall deponeras om strålningen ligger över gränsvärdet.

Som beskrivits ovan uppvisar försurningen av mark och vatten en stark regional variation, där framför allt tidigare högt svavelnedfall i sydvästra Sverige har inneburit att försurningen och behovet av återhämtning är som mest accentuerad i denna region. Det är samtidigt en region där försurningseffekten av skogsbränsleuttag är stor beroende på hög produktion.

Konsekvenserna av grot och stubbuttag för biologisk mångfald bedöms bli ungefär samma i samtliga regioner ifall uttagen främst omfattar ved av gran. Om även grot eller stubbar av asp, säl, hassel eller ädla lövträd, möjligen även av björk och tall, tas ut, bedöms utdöenderiskerna för rödlistade arter som utnyttjar dessa trädslag öka. Speciellt gäller detta södra delarna av Sverige där rödlistade arter som utnyttjar ädellövskog förekommer i splittrade och isolerade populationer.

Olika skogsområden inom varje region hyser väldigt varierande förutsättningar för biologisk mångfald. I områden med en lång historik med intensivt brukande, blir konsekvenserna för ökat skogsbränsleuttag måttliga, medan andra områden (eller landskap) påverkas mycket negativt av skogsbränsleuttag. Förutsättningarna för att bevara arter som minskar i antal och sällsynta arter, och därmed uppnå miljökvalitetsmålet Levande skogar, är störst där det idag finns livskraftiga populationer av arterna. Möjligheterna att öka skogsbränsleuttaget, utan negativa konsekvenser för Levande skogar, är inte lika stort överallt, och det finns ett stort behov av regionala riktlinjer. Det finns ett antal exempel på områden med unika vedlevande arter där ett utdöende betyder att arten försvinner från Sverige. Dessa områden måste identifieras och helt undantas från uttag av kritiska substrat.



Figur 9.1. Röda områdena illustrerar underskottsområden där det redan råder eller på sikt finns risk för underskott på skogsbränsle. De gröna områdena illustrerar överskottsområden där befintlig infrastruktur tillåter kostnadseffektiva transporter av skogsbränsle till underskottsområden. I dessa områden är redan idag (röda områden) eller kanske i framtiden (gröna områden) efterfrågan på skogsbränsle och därmed intensiteten i skogen högre än i riket i övrigt. Källa: Thorsén & Björheden 2011.

9.7 Hur påverkas uppfyllelsen av produktionsmål och miljökvalitetsmål av ökat skogsbränsleuttag?

9.7.1 Skogsproduktion

Även om skogsbränsleuttag kan leda till minskad skogsproduktion kan ett ökat uttag vara förenligt med direkta eller indirekta produktionsmål under förutsättning att lämpliga kompensationsåtgärder sätts in.

Skogsproduktion är inte ett miljökvalitetsmål i sig men det finns beröringspunkter till flera av miljökvalitetsmålen som i förlängningen innebär att skogsmarkens

naturgivna produktionsförmåga skall bevaras. De kan därför betraktas som indirekta produktionsmål utöver skogsvårdslagens direktiv att bevara skogsmarkens naturgivna produktionsförmåga. Minskningar eller ökningar i skogsproduktionen orsakade av skogsbränsleuttag påverkar kolbalansen och därmed målet Begränsad klimatpåverkan. Även miljökvalitetsmålet Levande skogar innehåller mål om bevarad produktionsförmåga.

De empiriska studier som finns idag visar en tillväxtnedsättning av grotuttag vid slutavverkning, framförallt i granskog, samt en tillväxtminskning av både tall och gran av grotuttag vid gallring. Samma effekt som vid gallring förväntas vid skogsbränsleuttag i täta oröjda skogar. Effekten uppträder under ett par decennier, men avstannar därefter. Förloppet tyder på att skogsmarkens naturgivna produktionsförmåga inte påverkas permanent. Däremot är det rimligt att anta att upprepade skogsbränsleuttag, utan näringskompensation med i första hand kväve, i föryngringsavverkning, röjning, och gallringar, håller tillbaka skogsproduktionen under delar av omloppstiden i ett bestånd.

För att bedöma effekten av ökade skogsbränsleuttag enligt scenarios (Tabell 9.1) behöver man utveckla ytterligare antaganden. På beståndsnivån påverkas effekten av såväl uttagsintensiteten som näringshalten i skördad biomassa. Dessutom är det skillnad mellan olika avverkningsformer där de största produktionsförlusterna bedöms uppstå vid uttag i gallring, åtminstone i relation till uttagen skogsbränslebiomassa. Om stubbar tas ut istället för grot bedöms tillväxteffekten bli mindre eller kanske inte uppstå alls. Detta alternativ går emellertid inte att tekniskt åstadkomma på beståndsnivån då grenar och toppar utgör ett fysiskt hinder för stubbuttag med dagens teknik.

Effekten på landskapsnivån beror på intensiteten i näringsuttagen på beståndsnivån tillsammans med andelen avverkningar på landskapsnivån där skogsbränsle skördas. Arealmässigt står gallringar för ca 60 % av den årliga avverkningsarealen och föryngringsavverkningar för resterande 40 %. Om grot skördas på 60–80 % av alla avverkningar skördas därför en hel del grot i gallringar där effekten bedöms vara större än i föryngringsavverkning. Uttagen i både föryngringsavverkning och gallring kommer också att rikta in sig mot de mer bördiga och grandominerade markerna. Med detta som grund bedöms produktionsförlusten i relation till uttagen biomassa öka med ökad uttagsintensitet i landskapet med den tydligaste ökningen vid övergång från uttag i föryngringsavverkning till uttag i gallring. Om stubbar ökar sin andel samtidigt som grot och klena stammar minskar sin andel bedöms produktionsförlusterna minska.

Det finns flera sätt att motverka och kompensera för framtida produktionsförluster som uppstår av grotuttag vid föryngringsavverkning. En del av dessa är åtgärder som även kan användas då skogsbränsleuttag inte skördas, t.ex. gödsling eller plantering och sådd med det bästa tillgängliga växtmaterialet. Andra åtgärder sker med fördel i samband med grotuttag, t.ex. underlättas en tidigarelagd markberedning och plantering av att avverkningsrester skördas. Vid uttag i gallring kan tillväxtförlusten motverkas genom gödsling, där kväve på de flesta marktyper är det viktigaste näringsämnet att kompensera för. Lämpligheten i dessa åtgärder måste sedan bedömas efter deras påverkan på andra miljökvalitetsmål.

9.7.2 Ingen övergödning

Ökat uttag av skogsbränsle bedöms vara förenligt med miljökvalitetsmålet Ingen övergödning. Behovsanpassad gödning kan däremot innebära försämrade möjligheter att nå målet.

I teorin bör inte grotuttag och askåterföring innebära någon risk för ökning av kväveutlakningen i någon större omfattning. Tvärtom kan uttaget innebära en viss kvävelättnad i områden med hög kvävebelastning. Experimentella studier visar, i enlighet med teorin, att grotuttag och askåterföring endast har ytterst begränsad påverkan på kväveutlakningen, om det utförs enligt Skogsstyrelsens rekommendationer. Vad gäller uttag av stubbar är det oklart hur markstörning och eventuella körskadador påverkar utlakningen i hyggesfasen. Detta bör utredas vidare, tillsammans med effekter på andra miljömål av uttag av stubbar, men effekterna på kväveutlakningen bedöms vara av underordnad betydelse. Eftersom skogsbrukets bidrag till övergödning av sjöar och hav i nuläget är litet jämfört med andra källor görs bedömningen att grotuttag, uttag av stubbar och askåterföring varken ökar eller minskar möjligheterna att nå målet (tabell 9.1b).

Effekterna av BAG varierar beroende på beståndsegenskaper och metodik. I ogynnsamma fall kan kväveutlakningen efter BAG vara stor, medan ökningen i kväveutlakning i andra fall är marginell. Fortsatt forskning krävs för att kunna minimera risken för kraftigt förhöjd kväveutlakning. Även kväveutlakningen i samband med slutavverkning av gödslade bestånd behöver kvantifieras.

9.7.3 Bara naturlig försurning

Ett ökat skogsbränsleuttag bedöms vara förenligt med miljökvalitetsmålet Bara naturlig försurning under förutsättning att askåterföring eller motsvarande näringskompensation görs i känsliga områden.

Skogsbruket bidrar till försurning eftersom trädens upptag av näringsämnen försurar marken, och bortförslenn av biomassa vid skörd innebär att näringsämnena inte återförs till marken och motverkar försurningen. I ett intensivare skogsbruk är det framför allt stora uttag av näringsrik biomassa som kan påverka miljökvalitetsmålet Bara naturlig försurning. Uttag av grot har därför stor påverkan jämfört med enbart stamuttag medan näringsförlusterna vid uttag av stubbar är mindre än för grot, men ändå märkbar. Det finns fortfarande oklarheter vad gäller omfattningen och tidsförloppet på effekterna på mark, och i ännu större utsträckning för effekterna på vatten, men resultat från både fältexperiment och modeller visar att uttag av biomassa påverkar möjligheterna att nå miljökvalitetsmålet om försurning.

Områden som är hårt drabbade av försurning från luftföroreningar är de områden där riskerna med skogsbrukets försurning är störst. Det är också där som en ökning av skogsbränsleuttag på landskapsnivån från t.ex. 20 till 60 eller 80 % sannolikt har störst effekt på vattenkvaliteten på landskapsnivån. Det finns redan idag en stor regional variation i uttagets storlek, och därför finns också betydande regionala variationer vad gäller risken för skogsbrukets försurande påverkan och behovet av kompensation.

Med askåterföring förs alla näringsämnen utom kväve tillbaka till skogsekosystemet. Även med denna åtgärd finns oklarheter vad gäller omfattning och tidsförlopp på effekterna, i synnerhet effekterna på vatten. Studier över effekten av askåterföring efter både grot- och stubbuttag på mark och vatten saknas helt. Under perioden 2000–2004 gjordes grotuttag på ca 30 000 ha per år, men aska spreds på bara 5000 ha. En skillnad mellan uttag och kompensation kommer sannolikt att bestå även i framtiden, delvis som en följd av brist på aska av lämplig kvalitet. Detta motiverar att askåterföring bör ståndortsanpassas och koncentreras till områden där behovet är som störst såsom områden med tidigare stor försurningsbelastning eller efter uttag på skogliga torvmarker.

Vid behovsanpassad gödning (BAG) tillförs både kväve och andra näringsämnen. Tillförseln av baskatjoner innebär att det finns förutsättningar för denna produktionsmetod att inte påverka målet Bara Naturlig Försurning negativt. Om gödningen leder till betydande nitrifikation kan dock BAG innebära ökad försurning, och därför bör effekterna på försurning undersökas tillsammans med effekterna på kväveutlakning.

9.7.4 Begränsad klimatpåverkan

Ett avgörande motiv för att utöka användningen av skogsbränslen i samhället är att det på sikt ökar möjligheten att nå miljökvalitetsmålet Begränsad klimatpåverkan. Effekten nås genom att skogsbränslen utnyttjas istället för fossila bränslen.

Bedömningen här (tabell 9.1b) bygger på att skogsbränslen används istället för fossila bränslen i kraft- värmeproduktion, men den omfattar inte substitution med andra förnybara energislag. Bedömningen utgår primärt från de direkta effekterna (enligt vår definition) eftersom dessa är bäst kända, och från ett landskapsperspektiv eftersom det är mer relevant än beståndsperspektivet för den samlade effekten. I landskapsperspektivet uppstår en praktiskt taget omedelbar positiv effekt på kolbalanser för både grot och stubbar, medan beståndsperspektivet ger olika bilder beroende på tidsperspektivet. Om tidsperspektivet omfattar en hel omloppstid kan skogsbränslen vara nästan koldioxidneutrala på beståndsnivån eftersom tiden medger en närmast fullständig nedbrytning av stubbar och grot inklusive uppbyggnaden av ny skogsbiomassa och markkol. Om ett kortare tidsperspektiv används, t.ex. 20 år, innebär det att biomassa som skulle brytas ner långsamt om den lämnades kvar (främst stubbar) får en mindre positiv eller vid vissa fall negativ effekt då det kol som finns i biomassan omedelbart frigörs som koldioxid vid förbränning.

Landskapsperspektivet innebär alltså att grot- och stubbuttag bidrar till att uppsatta etappmål för 2012 och 2020 kan nås, medan detta inte är fallet för en bedömning från beståndsperspektivet. Utöver dessa direkta effekter av skogsbränsleuttag tillkommer de eventuella indirekta effekter som skulle kunna belasta skogsbränslen. Till den senare kategorin hör eventuellt minskad skogsproduktion, minskade kolförråd i marken p.g.a. ökad markrespiration och ökade utsläpp av

lustgas och metan från marken. I kalkylen måste också direkta effekter i form av koldioxidutsläpp från fossila bränslen som används för skörd, transporter och bearbetning ingå.

Grotuttag bedöms ge ett positivt bidrag till att miljökvalitetsmålet Begränsad klimatpåverkan kan nås. Kunskapen om grotuttagets effekter på växthusgasbalanser är relativt säker, och bedömningen påverkas lite av om kolbalanser beräknas för bestånd eller landskap, eller om tidsperspektiv på beståndsnivån varieras. Stubb- uttag tagets indirekta effekter osäker. Bedömningen påverkas också mer negativt om ett beståndsperspektiv används med korta tidsperspektiv. Stubb- uttag med nuvarande teknik innebär jämförelsevis ökad störning och kompaktering av marken. Mätningar i fältförsök har gett en splittrad bild av effekterna på markens kolförråd. Effekten på skogsproduktion kan vara både svagt positiv eller svagt negativ.

För att bedöma hur ökat skogsbränsleuttag på bestånds- respektive landskapsnivån enligt scenarios i tabell 9.1 påverkar växthusgasbalanser behöver man utveckla ytterligare antaganden. En ökning i uttagsintensiteten av grot på beståndsnivå från 60 till 80 %, innebär att en negativ inverkan på skogsproduktion blir mer sannolik och behovet av näringskompensation med kväve ökar. Körskador och markkom- paktering ökar sannolikt också då mindre material finns kvar som kan användas i körvägen. Dessutom medför det ökade uttaget fler terrängtransporter. Körskador i fuktiga områden kan eventuellt påverka metan och lustgasutsläpp. Den totala effekten på växthusgasbalansen är därför svår att förutse.

En ökning av grotuttag på landskapsnivå från 20 till 60 och 80 % innebär en mycket betydande ökning av energiuttaget inom ramen för ovan nämnda effekter. Knappt 30 % av skogsmarken klassificeras enligt Riksskogstaxeringen som frisk-fuktig eller blötare. Det finns därför en uppenbar risk att en utvidgning på landskapsnivå innebär – i analogi med resonemanget ovan om ökning på beståndsnivån – ökad risk för indirekta förluster av markkol.

I scenarios där grot- och stubbuttag kombineras tillkommer den generella osäker- heten vad gäller de indirekta effekterna av stubbuttag på markens kolförråd på kort och lång sikt. En ökning av stubbtäkt på både beståndsnivån och i landskapet ökar risken att stubbtäkt utförs på marker med dålig bärighet. Å andra sidan kan stubbuttag innebära att behovet av markberedning minskar eller helt upphör, och stubbtäkt skulle då eventuellt inte innebära en ytterligare förlust av markkol jäm- fört med ett markberett hygge.

9.7.5 Giffri miljö

Skogsbränsleuttag som innebär högre frekvens av körskador i fuktig humusrik mark ökar risken för ökad förekomst och spridning av metylkvicksilver i skogs- landskapet och kan därför vara svårt att förena med miljökvalitetsmålet Giffri miljö. Askåterföring i samband med skogsbränsleuttag är förenligt med målet under förutsättning att askor av lämplig dos och kvalitet sprids.

Bedömningen av hur olika scenarios påverkar miljökvalitetsmålet giftfri miljö i skogslandskapet, domineras av kvicksilverproblematiken och risken för att kontaminerade askor sprids i skogen. Risken för metylering av kvicksilver och vidare transport till akvatiska näringskedjor ökar sannolikt vid all ökning av körskador, spårbildning och mekanisk omrörning i fuktig, torvrik mark med dålig bärighet. Stubbtag på sådan mark misstänks kunna orsaka ökad transport och metylering av kvicksilver p.g.a. mer omrörning och körskador, men det gäller även grottag i den mån det orsakar mer körskador i fuktig terräng.

För att bedöma konsekvenserna av en ökning av både grot- och stubbtag på beståndsnivån från 60 till 80 % antas här att risken för körskador ökar (ökande transporter i kombination med mindre armerande grot i körvägen), liksom en ökning på landskapsnivån från 20 till 60 och 80 % på samma sätt ökar risken för uttag på mark som är olämplig. En expansion i dessa avseenden innebär därför inte bara en totalt större belastning, utan risken accentueras på grund av att mer olämplig mark tas i anspråk.

Förmågan att identifiera och avskilja askor med olämplig kvalitet för spridning i skogsmark är avgörande för askåterföringens påverkan på miljökvalitetsmålet. Här förutsätts att gällande kvalitetskriterier följs.

9.7.6 Levande skogar

Vår bedömning är att ett ökat uttag av skogsbränsle är förenligt med miljökvalitetsmålet Levande skogar under vissa förutsättningar, t.ex. att endast vissa sortiment tas ut (grot och stubbar av barrträd) i en begränsad mängd, samtidigt som vissa naturvårdande åtgärder förstärks, t.ex. generella hänsyn (miljöhänsyn).

Vi grundar denna bedömning på att grot och stubbar av barrträd, framförallt gran, utgör substrat med lägre naturvårdsprioritet. Uttag av grangrot tycks vara minst problematiskt. Uttag av stubbar kan dock vara problematiskt eftersom det utgör en relativt stor andel av den döda ved som nyskas varje år. Om t.ex. stubbar tas ut från 80 % av beståndsarealen, och av 60 % av alla hyggen i landskapet, så skulle en tredjedel av den döda ved, som nyskas varje år, försvinna (tabell 9.2).

Referensscenariot speglar det skogsbruk som bedrivs idag. De delmål som ingick i Levande skogar ska vara uppfyllda, men man räknar inte med några ytterligare åtgärder. Det betyder en fortsatt utarmning av biologisk mångfald genom att de arter som idag inte förekommer i tillräckligt stora populationer, bland annat på grund av brist på lämpliga biotoper, successivt försvinner. Enligt miljömålsrådet finns det inget idag som tyder på att Levande skogar kommer att uppnås till 2020.

Eftersom det övergripande målet i Levande skogar inte kan uppnås i referensscenariot, finns det relativt lite utrymme för ytterligare uttag utan att måluppfyllelsen försvåras. Detta gäller givetvis även produktionsscenariot, eftersom man i det använder samma nivå av naturvårdsåtgärder som i referensscenariot, men med intensivare produktion. Ett alternativ kan vara att effektivisera naturvårdsåtgärderna inom ramen för referensscenariot (d.v.s. utan att öka mängden avsättningar).

Med hjälp av strategier på landskapsnivå, baserade på bristanalyser, där man arbetar målmedvetet med restaureringar, avsättningar och generella hänsyn, skulle det kanske vara möjligt, men i så fall krävs nya styrmedel.

I miljöscenariot finns det helt andra möjligheter att både ta upp mer skogsbränsle och att uppnå Levande skogar. Det samma gäller miljö/produktionsscenarioet. I båda dessa är arealen avsättningar avsevärt större, liksom ambitionen i de generella hänsynen (bilaga 2).

Även intensivskogsbruk och BAG är sannolikt förenligt med Levande skogar under vissa förutsättningar. Det gäller t.ex. att andelen intensivskogsbruk på landskapsnivå är relativt liten (<10 %) och att endast bestånd som redan tidigare brukats intensivt kommer ifråga. Det är en fördel om intensivskogsodlingen koncentreras i landskapet istället för att spridas ut.

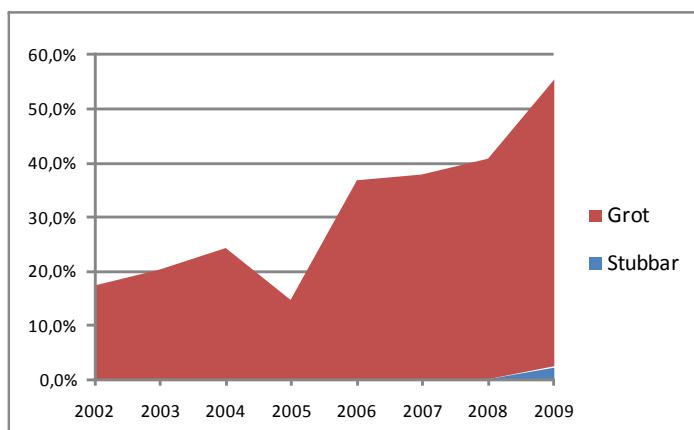
9.8 Beskrivning av uttagsscenarios

9.8.1 Dagens uttag

När man värderar olika uttagsscenarios är nuläget en bra referens, men synen på nuläget varierar för olika människor och präglas av värderingar och erfarenheter. Därför är det viktigt att man beskriver det nuläge man utgår ifrån, eller de antaganden man gör. Att beskriva nuläget kan förefalla vara en enkel uppgift som går att beskriva med hjälp av officiell statistik. Men i många fall är statistiken bristfällig och i andra fall är det svårt att fånga nuläget med statistik. Vår avsikt är att beskriva nuläget så gott det går med befintlig statistik. När tillförlitlig statistik saknas eller området är för komplicerat för att förklaras med siffror beskriver vi de antaganden vi gör om nuläget. Vår ambition är att dessa antaganden ska vara rimliga, även om det kan råda olika meningar om hur giltiga de är för dagens tillstånd.

Statistiken vad gäller skörd och förbrukning av grot och stubbar är väldigt bristfällig (Energimyndigheten 2009). I den befintliga statistiken för energitillförseln går det inte att separera grot och stubbar från andra träbränslen, där restprodukter från skogsindustrin och återvunnet träbränsle så som rivnings och emballagevirke ingår. Istället måste man använda olika beräkningar. En beräkning av 2007 års grotuttag visade på 7,1 TWh, medan stubbuttaget beräknades till 0 (Skogsstyrelsen 2007). I en beräkning gjord av Zephyr konsult för Skogsindustrierna uppskattades 2008 års skörd till 7,8 TWh och stubbskörden till 0,3 TWh. Under 2008 anmäldes grotuttag på 40,7 % av avverkningsanmälningarna men inget stubbuttag. Under 2009 anmäldes 53,2 % av avverkningsanmälningarna uttag av grot och 2,3 % innehöll anmälan om stubbuttag. Att dessa siffror inte speglar verkligheten vet vi, dels eftersom en avverkningsanmälan gäller i fem år, dels för att alla anmälda områden inte avverkas. Något som ytterligare komplicerar är att vissa markägare inte tar ut grot även om de anmält att de ska göra det, samtidigt som andra tar ut grot utan att ha anmält det. Från avverkningsanmälningar kan man se en tydlig trend av ökat intresse för uttag av skogsbränsle (figur 9.2). Personer inom näringen hävdar att uttaget av grot ökat ytterligare under 2010. Skogsbolagen meddelar att

de idag tar ut stubbar på ca 3000 ha per år. Grotuttag utförs idag även i samband med gallring (enligt företrädare för skogsägarrörelsen). Utifrån denna bristfälliga information uppskattar vi att dagens grotuttag till 40 % av slutavverkningsbestånden och stubbuttag på 2 %. I respektive bestånd uppskattar vi att 60 % av befintlig grot tas ut och 40 % av stubbarna (tabell 9.1).



Figur 9.2. Andel av årlig avverkningsanmäld areal som anmälts för planerat uttag av skogsbränsle (efter Skogsstyrelsen 2010).

9.8.2 Framtida uttag

I uttagsscenarier kan grot- och stubbuttaget varieras på olika sätt. Uttagsintensiteten inom ett bestånd kan variera, det vill säga hur stor andel av grot och stubbar i ett förnygringsavverkat bestånd som tas ut. Dessutom kan uttagsintensiteten på landskapsnivå variera, det vill säga hur stor andel av de förnygringsavverkade bestånden i ett skogslandskap som används för uttag av grot och stubbar. De alternativ som presenteras i tabell 9.1 bedöms vara någorlunda realistiska alternativ. Ett grotuttag på 80 % i beståndet, och i 60 % av landskapet innebär alltså att grot tas ut på 48 % av arealen på de förnygringsavverkade bestånden i landskapet under en skogsgeneration. Att ta ut en mycket liten andel grot och stubbar per hygge är inte ekonomiskt realistiskt. För stubbuttaget har vi begränsat oss till 80 respektive 40 % av hyggesarealen, vilket innebär att den minst lönsamma delen av hygget avstås.

I tabell 9.1b visas även hur möjligheten att nå miljö kvalitetsmålen påverkas av olika varianter av skogsbränsleuttag. Pilarna visar inte på sannolikheten att nå målet, utan bara på vilket sätt sannolikheten att nå målet påverkas. Sannolikheten att nå målet påverkas av en mängd olika faktorer där skogsbränsleuttag är en. En negativ pil (som pekar nedåt) kanske kan motverkas av någon annan faktor så att det trots allt är möjligt att nå målet. Endast några av miljö kvalitetsmålen visas, nämligen de mål som är av störst relevans för skogsbränslesyntesen. I tabellhuvudet visas även miljömålsrådets bedömning av möjligheterna att nå målet till 2020. Nuvarande bedömning är att inget av målen kommer att uppnås till dess (illustreras av symbolen L). Tabell 9.1c visar hur produktionspotentialen påverkas av olika uttag.

Tabell 9.1. Erhållen energi (TWh) från olika uttagskombinationer, samt konsekvenser av olika uttagsalternativ för måluppfyllelsen av miljökvalitetsmålen, samt av produktionsmålet. Pilarna anger om sannolikheten att nå målet ökar (↑) eller minskar (↓) beroende på vilken kombination av uttag som används. Horisontella pilar (→) anger att måluppfyllelsen inte påverkas alls av åtgärden. I vissa fall bedöms konsekvenserna ha viss positiv eller negativ inverkan på måluppfyllelsen, vilket anges med uppåt- respektive nedåtlutande pilar. Miljömålsberedningens bedömning är att ingen av målen kommer att nås till 2020 (indikerat av symbolen L).

Måluppfyllelsen beror av många olika faktorer, och en uppåtpekande pil i tabellen betyder inte att målet nås utan att åtgärden ökar sannolikheten att målet nås. Tabellen speglar referensscenariot i SKA VB-08 (bilaga 2), och ett uttag på 100 % vore lika med ett uttag utan några restriktioner utöver generella hänsyn. Pilarnas riktning gäller endast under vissa förutsättningar som specificeras vidare i texten (t.ex. att huvudsakligen barrgrot och barrstubbar tas ut, att generella hänsyn inte påverkas negativt, att askåterföring med aska av hög kvalitet används där det behövs, och att uttag endast sker från mark med hög bärighet, se texten för mer detaljer). Grot kan tas ut vid gallring och vid slutavverkning. Eftersom konsekvenserna blir något olika om man tar ut grot vid både gallring och slutavverkning, eller bara vid slutavverkning, visas båda dessa alternativ i tabellen över påverkan på produktionsförutsättningarna. Växthusgasbalanser för olika scenarios visas både på kort (20 år) och lång (100 år) sikt.

a) Energivinst (TWh) vid olika varianter av uttag av grot och stubbar.

b) Olika uttagsalternativ och dess påverkan på måluppfyllelsen av miljökvalitetsmålen.

c) Olika uttagsalternativ och dess påverkan på produktionsförutsättningarna

a)

| | Uttagsalternativ, Andel (%) | | | | Total andel uttag i landskapet | | Energi (TWh) | |
|----------------|-----------------------------|---------|----------|---------|--------------------------------|---------|-----------------------|---------------------------|
| | Bestånd | | Landskap | | Grot | Stubbar | Endast slutavverkning | Slutavverkning + gallring |
| | Grot | Stubbar | Grot | Stubbar | | | | |
| Stubb och grot | 80 | 80 | 80 | 40 | 64 | 32 | 38,7 | 51,5 |
| | 60 | 80 | 40 | 40 | 24 | 32 | 24,3 | 29,1 |
| | 80 | 80 | 80 | 20 | 64 | 16 | 30,9 | 43,7 |
| | 60 | 80 | 40 | 20 | 24 | 16 | 16,5 | 21,3 |
| | 80 | 40 | 80 | 40 | 64 | 16 | 30,9 | 43,7 |
| | 60 | 40 | 40 | 40 | 24 | 16 | 16,5 | 21,3 |
| | 80 | 80 | 80 | 10 | 64 | 8 | 27,0 | 39,8 |
| | 60 | 80 | 60 | 10 | 36 | 8 | 16,9 | 24,1 |
| | 60 | 80 | 40 | 10 | 24 | 8 | 12,6 | 17,4 |
| | 80 | 40 | 80 | 20 | 64 | 8 | 27,0 | 39,8 |
| | 60 | 40 | 40 | 20 | 24 | 8 | 12,6 | 17,4 |
| | 80 | 40 | 80 | 10 | 64 | 4 | 25,0 | 37,8 |
| 60 | 40 | 40 | 10 | 24 | 4 | 10,6 | 15,4 | |
| grot | 80 | 0 | 60 | 0 | 48 | 0 | 17,3 | 26,9 |
| | 80 | 0 | 40 | 0 | 32 | 0 | 11,6 | 18,0 |
| | 60 | 0 | 80 | 0 | 48 | 0 | 17,3 | 26,9 |
| | 60 | 0 | 60 | 0 | 36 | 0 | 13,0 | 20,2 |
| | 60 | 0 | 40 | 0 | 24 | 0 | 8,7 | 13,5 |
| Uttag i dag | 60 | 40 | 40 | 2 | 24 | 0,8 | 9,0 | 13,8 |

b)

| | Uttagsalternativ, Andel (%) | | | | Levande skogar ⊗ | Försurning ⊗ | Över gödning ⊗ | Giffri miljö ⊗ | Klimat ⊗ | |
|----------------|-----------------------------|-----------|----------------|-----------|---------------------|-----------------|-------------------|-------------------|-----------|-----------|
| | Bestånds nivå | | Landskaps nivå | | | | | | kort sikt | Lång sikt |
| | Grot | Stubbar | Grot | Stubbar | | | | | | |
| Stubb och grot | 80 | 80 | 80 | 40 | ↓ | ↘ | → | ↘ | ↗ | ↗ |
| | 60 | 80 | 40 | 40 | ↓ | → | → | ↘ | ↗ | ↗ |
| | 80 | 80 | 80 | 20 | ↘ | ↘ | → | ↘ | ↗ | ↗ |
| | 60 | 80 | 40 | 20 | ↘ | → | → | ↘ | ↗ | ↗ |
| | 80 | 40 | 80 | 40 | ↘ | ↘ | → | ↘ | ↑ | ↑ |
| | 60 | 40 | 40 | 40 | ↘ | → | → | ↘ | ↑ | ↑ |
| | 80 | 80 | 80 | 10 | ↘ | ↘ | → | → | ↑ | ↑ |
| | 60 | 80 | 60 | 10 | → | → | → | → | ↑ | ↑ |
| | 60 | 80 | 40 | 10 | → | → | → | → | ↑ | ↑ |
| | 80 | 40 | 80 | 20 | ↘ | ↘ | → | → | ↑ | ↑ |
| | 60 | 40 | 40 | 20 | → | → | → | → | ↑ | ↑ |
| | 80 | 40 | 80 | 10 | ↘ | ↘ | → | → | ↑ | ↑ |
| | 60 | 40 | 40 | 10 | → | → | → | → | ↑ | ↑ |
| grot | 80 | 0 | 60 | 0 | → | ↘ | → | → | ↑ | ↑ |
| | 80 | 0 | 40 | 0 | → | → | → | → | ↑ | ↑ |
| | 60 | 0 | 80 | 0 | ↘ | ↘ | → | → | ↑ | ↑ |
| | 60 | 0 | 60 | 0 | → | → | → | → | ↑ | ↑ |
| | 60 | 0 | 40 | 0 | → | → | → | → | ↑ | ↑ |
| Uttag i dag | 60 | 40 | 40 | 2 | | | | | | |

c)

| | Uttagsalternativ, Andel (%) | | | | Total andel uttag i landskapet | | Skogsproduktion | |
|----------------|-----------------------------|-------|----------|-------|--------------------------------|-------|-----------------------|---------------------------|
| | Bestånd | | Landskap | | Grot | Stubb | Endast slutavverkning | Slutavverkning + gallring |
| | Grot | Stubb | Grot | Stubb | | | | |
| Stubb och grot | 80 | 80 | 80 | 40 | 64 | 32 | → | ↘ |
| | 60 | 80 | 40 | 40 | 24 | 32 | → | → |
| | 80 | 80 | 80 | 20 | 64 | 16 | → | ↘ |
| | 60 | 80 | 40 | 20 | 24 | 16 | → | → |
| | 80 | 40 | 80 | 40 | 64 | 16 | → | ↘ |
| | 60 | 40 | 40 | 40 | 24 | 16 | → | → |
| | 80 | 80 | 80 | 10 | 64 | 8 | → | ↘ |
| | 60 | 80 | 60 | 10 | 36 | 8 | → | → |
| | 60 | 80 | 40 | 10 | 24 | 8 | → | → |
| | 80 | 40 | 80 | 20 | 64 | 8 | → | ↘ |
| | 60 | 40 | 40 | 20 | 24 | 8 | → | → |
| | 80 | 40 | 80 | 10 | 64 | 4 | → | ↘ |
| | 60 | 40 | 40 | 10 | 24 | 4 | → | → |
| grot | 80 | 0 | 60 | 0 | 48 | 0 | → | ↘ |
| | 80 | 0 | 40 | 0 | 32 | 0 | → | → |
| | 60 | 0 | 80 | 0 | 48 | 0 | → | ↘ |
| | 60 | 0 | 60 | 0 | 36 | 0 | → | → |
| | 60 | 0 | 40 | 0 | 24 | 0 | → | → |
| Uttag i dag | 60 | 40 | 40 | 2 | 24 | 0,8 | 9,0 | 13,8 |

Tabell 9.2. Andelen av den årligen nyskapade grova döda veden (> 10 cm i diameter) som skulle tas bort vid olika nivåer av stubbuttag.

| Andel av beståndet (%) | Andel av landskapet (%) | | | | | |
|------------------------|-------------------------|----|----|----|----|----|
| | 100 | 80 | 60 | 40 | 20 | 10 |
| 100 | 63 | 50 | 38 | 25 | 13 | 6 |
| 80 | 50 | 40 | 30 | 20 | 10 | 5 |
| 60 | 38 | 30 | 23 | 15 | 8 | 4 |
| 40 | 25 | 20 | 15 | 10 | 5 | 3 |
| 20 | 13 | 10 | 8 | 5 | 3 | 1 |
| 10 | 6 | 5 | 4 | 3 | 1 | 1 |

9.9 Kommentarer till bedömda konsekvenser av skogsbränsleuttag

Pilarnas riktning i tabell 9.1b och 9.1c bygger på resonemanget i de inledande avsnitten i synteskapitlet (som i sin tur bygger på kunskapssammanställningen). För att tydliggöra resultatet i tabellen följer här några ytterligare kommentarer. Observera att hela resonemanget bygger på att vissa förutsättningar, som specificeras nedan under rubriken ”Förutsättningar för bedömningarna”, måste vara uppfyllda.

9.9.1 Levande skogar

Ett måttligt grotuttag bedöms inte försvåra måluppfyllelsen av Levande skogar. Om en mycket stor andel av landskapet (80 %) nyttjas för grotuttag finns dock risk för negativ påverkan. I vissa regioner är ett så stort uttag omöjligt att kombinera med att undvika lövgrot, att undvika körskador mm. Vi bedömer att ett begränsat uttag av stubbar inte heller skulle påverka sannolikheten att nå målet. Ett större stubbuttag skulle dock vara mycket negativt, framför allt eftersom det påverkar mängden död ved i landskapet. Exakt var gränsen för negativ påverkan går är i dagsläget omöjligt att säga. Vår bedömning är att ett uttag på upp till 8 % inte påverkar måluppfyllelsen negativt. Detta kan vara lågt räknat, men å andra sidan finns det anledning att vara försiktig tills det finns säkrare data.

9.9.2 Försurning

Uttag av grot bedöms inte påverka möjligheten att nå miljömålet Bara naturlig försurning om uttaget på beståndsnivå begränsas till 60 %. Vid denna uttagsnivå bedöms det vara möjligt att återföra tillräckligt mycket aska i de bestånd där det krävs för att kompensera baskatjonförlusterna. Uttag av stubbar innebär en avsevärt mindre baskatjonförlust än uttag av grot, och storleken på uttaget av grot styr därför helt bedömningen i tabell 9.1b.

9.9.3 Övergödning

Uttag av grot och stubbar, kombinerat med askåterföring för att kompensera för uttaget av baskatjoner, bedöms inte försvåra möjligheten att uppnå miljökvalitetsmålet Ingen övergödning. Bortförselein av kväve som uttaget innebär skulle i stället kunna minska risken för utlakning av kväve men effekten det skulle få på möjligheten att uppnå miljökvalitetsmålet bedöms som liten. En eventuell förhöjning av utlakningen i samband med omrörningen vid uttag av stubbar bedöms inte heller ha någon betydande påverkan på möjligheten att uppfylla målet.

9.9.4 Giffri miljö

Bedömningen bygger på att risken för bildning och transport av metylkvicksilver till vatten bedöms öka vid stubbuttag jämfört med grotuttag, i synnerhet vid ökade uttagsnivåer både på bestånds- och landskapsnivån.

9.9.5 Klimat

I ett landskapsperspektiv påverkar både stubbuttag och grotuttag möjligheten att nå klimatmålet positivt, och effekten förstärks om ökningen av skogsbränslen blir betydande. Underlaget för denna bedömning rymmer dock enbart så kallade direkta effekter och gäller enbart då skogsbränslen används istället för fossila bränslen, med reservation för substitution av naturgas. Det finns en större osäkerhet om de långsiktiga indirekta effekterna av stubbuttag som uppkommer av den ökade markomrörningen. Denna osäkerhet blir mer accentuerad i scenarier med stora uttag av stubbar på bestånds- och landskapsnivån.

9.9.6 Produktion

Det är i första hand vid uttag i föryngringsavverkning som negativa effekter av grotuttag kan undvikas eller hållas på en låg nivå även utan att kompensera för det extra kväveuttaget. Då föryngringsavverkningar normalt står för omkring 40 % av den avverkade arealen vet vi att när mer än 40 % av avverkningarna i landskapet berörs av grotuttag ingår en hel del uttag även i gallring. Vid uttag i gallring får man räkna med en märkbar produktionsförlust om inte det extra näringsuttaget (i första hand kväve) kompenseras för. Däremot finns det ännu inget empiriskt underlag som pekar på att stubbuttag i föryngringsavverkning skulle påverka skogsproduktionen märkbart annat än om stubbskörden i sig försenar igångsättandet av föryngringsåtgärderna. Här har det förutsatts att sådana förseningar inte uppstår. Därför antas i bedömningarna att produktionsförluster endast uppstår efter grotuttag och då i första hand vid uttag i gallring, vilket sker i ökande utsträckning då mer än 40 % av den avverkade arealen berörs av uttag.

9.10 Förutsättningar för bedömningarna

Tabell 9.1 visar att det finns en klar potential för ökat uttag av skogsbränsle, utan att sannolikheten för att nå miljökvalitetsmålen påverkas negativt. Men denna slutsats bygger dock på en rad förutsättningar som inte bara är kopplade till hur och var man tar ut skogsbränsle, utan även till hur dagens skogsbruk fungerar. En sådan förutsättning är att generella hänsyn fungerar som det är tänkt, d.v.s. minst enligt lagnivån, och i vissa fall enligt rådgivningsnivån (beroende på vilka värden som finns i landskapet). Det finns dock många exempel på att generella hänsyn försämras i områden med uttag av grot och klenved, vilket också har visats i en studie. Våra bedömningar bygger dock på att uttag av grot och stubbar inte påverkar generella hänsyn negativt. Sannolikt kommer ett ökat uttag, t.ex. av stubbar, snarare att kräva förstärkta hänsyn på andra områden, för att undvika en generell minskning av mängden död ved.

Analysen bygger på att det huvudsakligen är barrgrot och barrstubbar som tas ut. Både ädel- och triviallöv bör undvikas helt i barrdominerade bestånd. I lövdominerade bestånd bör endast grot av det dominerande trädslaget tas ut, men man bör överhuvudtaget vara mer restriktiv med lövuttag och det är viktigt att man gör regionala bedömningar, t.ex. utifrån artförekomster. Ett flertal rödlistade arter är knutna till löv, och uttag av lövgrot och lövträdsstubbar skulle därför förändra bedömningarna i tabell 9.1. Ett undantag är dock uttag av gallringsvirke i syfte att förstärka naturvärdena, t.ex. i NS bestånd. Vid sådant uttag görs en noggrann bedömning av vilken åtgärd som mest gynnar naturvärdena.

Utan näringskompensation med i första hand kväve bör grotuttag begränsas i samband med gallring för att undvika en alltför stor negativ påverkan på produktionen. Ett ökat grot- och stubbuttag medför fler körningar på hyggen med risk för ökat slitage. Uttag av grot och stubbar kan därför endast ske på marker med god bärighet, och bör undvikas i anslutning till nyckelbiotoper och naturreservat, där snarare en förstärkning av mängden solexponerad död ved är önskvärd.

I bedömningen förutsätts att askåterföring med aska av god kvalitet utförs för att kompensera för näringsbortförelsen som sker vid det ökade uttaget. Askåterföring behövs dock inte överallt och en 100 procentig askåterföring är inte heller praktiskt möjlig då askor även används för andra ändamål och vissa askor klarar inte de krav som ställs på aska som skall spridas på skogsmark. Detta talar för en ståndortsanpassning av rekommendationerna så att askan används där risken på negativa effekter m a p försurning och näringstillgång är störst. I våra bedömningar förutsätter vi askåterföring på de ståndorter där det finns behov men att det i de intensivaste grot scenarierna, med uttag av 80 % grot på beståndsnivå och 60 % på landskapsnivå, inte är möjligt att tillföra aska i tillräckligt stor omfattning för att kunna motverka negativa effekter.

Klimatmålet är det enda där måluppfyllelsen underlättas genom användandet av skogsbränsle. Detta förutsätter dock att skogsbränsle direkt eller indirekt ersätter fossila bränslen.

Tabellen bygger på att befintliga styrmedel (rådgivning, information, Skogsvårdslagen etc.) gäller. Om man i framtiden utvecklar nya styrmedel som möjliggör en bättre styrning av uttaget av skogsbränsle (t.ex. när det gäller uttagsvolym, uttagets placering i landskapet, val av bestånd för intensivodling mm) skulle potentialen för skogsbränsle kunna öka ytterligare.

Vår bedömning är att de förutsättningar som presenteras ovan är realistiska, även om dagens skogsbruk inte fullt ut uppfyller alla delar. Exempelvis tas inte generella hänsyn enligt lagnivån överallt och askåterföring sker i en mycket begränsad skala. Skogsbruket ska enligt riksdagen bedrivas med stor frihet, men under ansvar. Men riksdagen uttrycker också önskemål om att nyttja ekosystemet ytterligare genom ökat uttag, samtidigt som en rad, delvis motsägande, miljömål ska uppfyllas. Att ekvationen är svår att få ihop visas av att ingen av miljökvalitetsmålen är på väg att nås.

9.11 Sammanvägd bedömning

Genom att öka uttaget av skogsbränsle kan fossila bränslen bytas ut mot förnybara bränslen. Det är dock viktigt att detta görs på ett sätt så att skogen kan brukas uthålligt och att uttaget inte påverkar olika miljö- och produktionsmål negativt. I tabell 9.1b presenteras en översikt av hur miljökvalitetsmålen påverkas av olika uttagsnivåer. I tabell 9.1c visas hur förutsättningarna för skogsproduktionen påverkas. Det enda miljökvalitetsmål som påverkas i positiv riktning är klimatmålet. För de övriga är påverkan antingen negativ eller noll. Uttag av grangrot tycks vara minst problematiskt, medan det finns en rad frågetecken när det gäller uttag av stubbar med risk för negativa konsekvenser. Den optimala avvägningen mellan uttag av skogsbränsle och miljökonsekvenser tycks då vara att ta ut en relativt stor andel grot, och en begränsad andel stubbar.

En negativ påverkan för ett specifikt scenario enligt tabell 9.1 behöver dock inte innebära att alternativet är uteslutet i miljöhänsende. Det ökade uttaget måste ställas i relation till vad som händer i övrigt i skogslandskapet. Om man kan förstärka naturvärdena (och produktionsvärdena?) på annat sätt så kanske en liten negativ påverkan på miljökvalitetsmålet Levande skogar kan accepteras.

Tabell 9.1 tydliggör att det finns målkonflikter. Genom att så mycket som möjligt ersätta fossila bränslen med skogsbränslen underlättas måluppfyllelsen av framförallt klimatmålet (på lång sikt). Detta skulle dock försvåra uppfyllelsen av Levande skogar, och kanske också av Giftfri miljö. Enligt Riksdagen ska dock alla mål uppnås, och det gäller att hitta en balans med så stor positiv påverkan som möjligt på måluppfyllelsen.

Vår bedömning är att ett uttag av grot på 60 % på både bestånds- och landskapsnivå, i kombination med ett begränsat stubbuttag på 80 % på beståndsnivå, och 10 % på landskapsnivå, inte skulle påverka måluppfyllelsen negativt för något av miljökvalitetsmålen. Detta skulle medföra en ökning från ca 14 TWh som erhålls idag, till ca 31 TWh (tabell 9.1). Detta inkluderar dock grotuttag vid gallring, och

förutsätter därför näringskompensation. Ökningar utöver detta skulle försvåra måluppfyllelsen idag, men är givetvis möjlig om man förstärker landskapet på annat sätt. Miljöscenariot i SKA VB-08 kan vara en sådan möjlighet (Bilaga 2).

Det finns en rad osäkerheter i bedömningen. Det är framför allt effekterna av den markstörning som uttag av stubbar med dagens teknik innebär, som är oklara. Det är möjligt att stubbuttag skulle kunna ökas om denna markstörning kan minimeras och under förutsättning att endast bärkraftiga marker utnyttjas.

9.12 Bedömningar utifrån olika SKA scenarios

Möjligheterna att både nå miljökvalitetsmålen och att öka skogsbränsleuttaget påverkas av vad som händer för övrigt i skogslandskapet, t.ex. vilka produktionshöjande åtgärder (intensivodling, BAG mm), och vilka naturvårdsåtgärder man genomför (avsättningar, generella hänsyn). I samband med SKA-VB 08 satte man upp fyra olika scenarier för framtida skogsbruk (Bilaga 2), med olika miljö- och produktionsambitioner.

I två av scenarierna (Miljö och Miljö + Produktion) ingår intensivodling. Intensivodling av skog kan bli ett komplement för att ytterligare öka mängden skogsbränsle. Konsekvenserna av intensivodling varierar avsevärt beroende på metodik, vilka bestånd som används, omfattning och placering. Därför bör det användas i begränsad omfattning och kontrollerat. Intensivodling av skog på en begränsad areal skulle kunna vara en metod för att kompensera för tillväxtminskning som en följd av ökat grotuttag. Å andra sidan medför intensivodling i kombination med ökat grotuttag en stress för många organismer vilket medför att ett ganska begränsat uttag vore möjligt för att inte försvåra att miljökvalitetsmålen uppnås. Kunskaper om hur risken för kraftigt förhöjd kväveutlakning kan minimeras behövs för att undvika negativa effekter på miljökvalitetsmålet Ingen övergödning.

I scenariot Miljö är avsättningarna så omfattande att ett mer omfattande stubbuttag borde kunna accepteras. Enligt beräkningarna i SKA-VB 08 finns det potential för att öka produktionen avsevärt i framtiden. Därmed kan även skogsbränsleuttaget öka. Ökningen gäller oavsett vilket scenario man antar (tabell 9.3).

9.13 Konsekvenser för rådgivning

Skogsstyrelsen är ansvarig myndighet för tillsyn av skogsvårdslagen och har tagit fram rekommendationer för stubbuttag och askåterföring. Uttag av grot och stubbar anses vara en normal utveckling inom skogsbruket och omfattas inte av några särskilda restriktioner utöver de generella hänsyn som ska tas vid alla skogliga åtgärder (SVL § 30). När det gäller uttag av grot och återföring av aska är Skogsstyrelsens rekommendationer sammanställda i meddelande 2 från 2008 (Rekommendationer vid uttag av avverkningsrester och askåterföring) och för stubbar specificeras råden i meddelande 4 från 2009 (Stubbskörd – kunskaps-sammanställning och Skogsstyrelsens rekommendationer).

Tabell 9.3. Energimängd (TWh) som erhålls vid olika uttagsalternativ och i olika scenarios i nutid (2020) och efter en skogsgeneration (2100). Tabellen visar endast uttag vid slutavverkning.

| Uttagsalternativ (%) | | | | 2020 (TWh) | | | | 2110 (TWh) | | | |
|----------------------|-------|----------|-------|------------|------|-------|--------------|------------|------|-------|--------------|
| Bestånd | | Landskap | | Ref | Prod | Miljö | Miljö + prod | Ref | Prod | Miljö | Miljö + prod |
| Grot | Stubb | Grot | Stubb | | | | | | | | |
| 80 | 50 | 60 | 40 | 36,7 | 37,9 | 35,2 | 36,4 | 50,9 | 58,4 | 47,5 | 54,6 |
| 80 | 50 | 20 | 40 | 18,8 | 20,0 | 18,3 | 19,5 | 26,6 | 31,2 | 25,4 | 29,9 |
| 60 | 50 | 80 | 20 | 31,8 | 32,4 | 30,3 | 30,9 | 43,7 | 49,6 | 40,3 | 45,8 |
| 60 | 50 | 60 | 20 | 25,1 | 25,7 | 24,0 | 24,6 | 34,6 | 39,4 | 32,0 | 36,5 |
| 80 | 50 | 60 | 10 | 29,3 | 29,6 | 27,9 | 28,2 | 40,1 | 45,2 | 36,7 | 41,4 |
| 80 | 30 | 60 | 10 | 28,4 | 28,5 | 26,9 | 27,1 | 38,6 | 43,4 | 35,3 | 39,6 |
| 60 | 30 | 20 | 10 | 8,2 | 8,4 | 7,8 | 8,0 | 11,3 | 12,8 | 10,4 | 11,9 |
| 80 | 0 | 60 | 0 | 26,9 | 26,9 | 25,4 | 25,4 | 36,5 | 40,8 | 33,1 | 37,0 |
| 80 | 0 | 20 | 0 | 9,0 | 9,0 | 8,5 | 8,5 | 12,2 | 13,6 | 11,0 | 12,3 |
| 60 | 0 | 80 | 0 | 26,9 | 26,9 | 25,4 | 25,4 | 36,5 | 40,8 | 33,1 | 37,0 |
| 60 | 0 | 60 | 0 | 20,2 | 20,2 | 19,1 | 19,1 | 27,4 | 30,6 | 24,8 | 27,7 |
| 60 | 0 | 20 | 0 | 6,7 | 6,7 | 6,4 | 6,4 | 9,1 | 10,2 | 8,3 | 9,2 |

En generell slutsats är att de råd som Skogsstyrelsen arbetat fram stämmer väl överrens med de resultat som framkommit i syntesarbetet. Om Skogsstyrelsens råd följdes fullt ut av skogsnäringen skulle de förutsättningar som listas ovan, och som är förutsättningen för tabell 9.1, vara uppfyllda. På samma sätt som att Skogsstyrelsen kan förhindra att värdefulla naturvärden avverkas kan man förhindra stubbuttag som påverkar miljön negativt, dock endast inom ramen för intrångsbegränsningen. För mer omfattande hänsyn krävs ersättning till markägaren.

När det gäller grotuttag rekommenderar Skogsstyrelsen att man endast tar ut de vanligaste trädslagen i landskapet, och att man lämnar kvar 20 % av all grot på hygget för att undvika negativ påverkan på miljökvalitetsmålet Levande skogar. I barrdominerade landskap skulle det betyda att alla lövträd lämnas kvar, vilket stämmer bra med syntesens resultat. Däremot avråder inte Skogsstyrelsen från uttag av löv i lövdominerade bestånd. Utöver risken för effekter på den biologiska mångfalden är bortförslens av näringsämnen en potentiell risk vid grotuttag. Både Skogsstyrelsens rekommendationer och denna syntes lyfter fram askåterföring som en metod att motverka förlusterna av baskatjoner. I praktiken kommer inte askan att räcka till all mark där grotuttag gjorts och det blir därför viktigt att styra så att askan återförs till de marker där den behövs mest, för att undvika negativa effekter på miljökvalitetsmålet Bara naturlig försurning.

Även om stubbuttag görs på ett korrekt sätt enligt Skogsstyrelsens rekommendationer skulle ett omfattande stubbuttag få negativa konsekvenser för miljökvalitetsmålet Levande skogar, eftersom stubbar utgör en mycket stor andel av den döda veden som nyskapas varje år samt eventuellt även för Giftfri miljö eftersom ökad omrörning i samband med stubbuttag kan leda till ökad utlakning av bland annat kvicksilver. Några redskap för att begränsa stubbuttaget på landskapsnivå finns emellertid inte. Med nuvarande styrmedel och rådgivning är det fullt möjligt att ett framtida uttag hamnar på en relativt hög nivå (t.ex. översta raden i tabell 9.1), vilket skulle få negativa konsekvenser för flera av miljökvalitetsmålen (framför allt Levande skogar).

Sammanfattningsvis är innehållet i Skogsstyrelsens rådgivning i huvudsak bra, men vi vet att det finns stora brister i efterlevnaden (t.ex. när det gäller askåterföring och generella hänsyn). Dessutom är det en stor brist att myndigheten har små möjligheter att begränsa, och styra uttaget på landskapsnivå.

9.14 Slutsatser från syntesen

1. Det finns en stor potential att öka skogsbränsleuttaget i Sverige, framförallt när det gäller grot, men i viss mån även stubbar, utan att detta får negativa konsekvenser för möjligheterna att nå miljö kvalitetsmålen.
2. Ökningen är dock kopplad till ett antal förutsättningar såsom askåterföring, näringskompensation, bra generell hänsyn, att det huvudsakligen är barrgrot som tas ut, att körskador förhindras mm. Dessa förutsättningar ligger i stort sett redan inom ramen för dagens rådgivning och bör inte vara orealistiska att uppnå. Om inte förutsättningarna uppfylls kommer ett ökat uttag att försvåra måluppfyllelsen av miljö kvalitetsmålen.
3. Med intensivodling kan skogsbränsleproduktionen öka ytterligare. Det finns dock betydande risker när det gäller biologisk mångfald och övergödning.
4. Landskapsplanering, där även intensivodling ingår, är en metod som skulle kunna medge ytterligare ökning (förutsätter nya styrmedel).
5. Både stubbar och grot ger en växthusgasbalans som är positiv ur klimatsynpunkt under förutsättning att de ersätter fossila bränslen. Vid ett stort uttag av stubbar finns dock en del osäkerhet.
6. Stubbar ger mer negativa miljöeffekter än grot m.a.p. biologisk mångfald och miljögifter. Grotuttag är mer negativt när det gäller försurning och produktion, men detta går delvis att kompensera för.

10 Övergripande slutsatser

Vi konstaterar att en mycket stor forskningsinsats gjorts under det senaste decenniet när det gäller möjligheterna att öka skogsbränsleuttaget och vilka konsekvenser en sådan ökning skulle kunna få på ekosystemet. Trots detta återstår en hel del viktiga frågor. Det som är gemensamt för alla forskningsområden är att det ofta krävs storskaliga och långliggande försök för att besvara frågorna. Det blir dyrt och komplicerat. Ett alternativ är att tillämpa ett försiktigt uttag med miljöövervakning där man i god tid kan få signaler om negativa konsekvenser. Inte heller detta är dock lätt att utforma och det finns alltid en risk att man inte upptäcker negativa konsekvenser i tid. Eftersom det inte alltid går att forska färdigt först och sedan agera måste vi tills vidare nöja oss med bedömningar som underlag för hur uttaget av skogsbränsle bör utformas.

När det gäller skogsproduktion finns det inte något behov av att studera helt nya aspekter utan snarare om att fördjupa studierna inom några områden. Framförallt är det dock viktigt att dra nytta av stora datamaterial för att dra mer generella slutsatser om långsiktiga effekter. Exempel på områden som är viktiga att belysa är:

- tillväxteffekternas storlek efter skogsbränsleuttag och askåterföring på olika marker i röjning, gallring och föryngringsavverkning,
- tillväxteffekternas varaktighet på olika marker,
- tillväxteffekter vid kombination av kompensation med aska och kvävegödsling,
- markskador och markkompaktering i samband med uttag av grot och stubbar,
- teknik och logistik vid skörd, mellanlagring och transporter,
- tillväxt hos olika snabbväxande trädslag vid olika skötselstrategier,
- skogsskötselsystem för optimering av biomassaproduktion för energimarknaden,
- skogsproduktionspotential vid askåterföring till dikad torvmark.

Det finns ett ganska stort kunskapsunderlag när det gäller konsekvenserna av skogsbränsleuttag på mark och vatten. Kunskaperna baseras på regionala näringsbalanser, experiment och modellering. På ett antal viktiga punkter behöver kunskaperna kompletteras. Exempel på detta är.

- Påverkan på ytvatten.
- Koppling mellan markstörning (stubbtag) och metylering och transport av kvicksilver.
- Skogsbränsleuttag och askåterföring upptag och vittring.
- Ökad processförståelse (experiment och modellering).
- Uppföljning av långsiktiga försök.

- Interaktion mellan kol och kväve i marken.
- Identifiering av behov av askkompensation.
- Optimal dos vid behovsanpassad gödsling.
- Inkludering av klimatförändringar i scenarieanalyser.

För den samlade bedömningen av skogsbränslen är dess effekter på växthusgasbalanser en nyckelfråga. Bedömningen påverkas mycket av valet av tidsperspektiv och rumsliga avgränsningar. Ingen metod eller avgränsning kan dock ensamt vara avgörande för bedömningen och det finns därför behov av en forskning med metodmässig bredd inom området. Generellt behövs mer kunskap om växthusgasbalansen vid ökad skörde- och produktionsintensitet med fokus på alla de tre dominerande växthusgaserna koldioxid, metan och lustgas.

Uttag av torv som energibränsle kan få ökad betydelse. Forskningen på det här området är dock mycket begränsad och ett antal frågor återstår att analysera.

Det gäller exempelvis:

- Vilken typ av biologisk mångfald finns på dikade, skogsklädda torvmarker som nu kan vara aktuella för torvbrytning.
- Vilka metoder som kan vara effektiva för att bedöma mångfalden på dessa områden.
- Strategier för att välja torvområden för torvuttag där miljömålskonflikterna kan hållas låga.
- Efterbearbetning av torvmarkerna.
- Växthusgaser vid torvbrytning.
- LCA analys av torvbruk.

Produktionsintensitetens påverkan på biodiversiteten och andra ekosystemtjänster är en avgörande fråga. Det gäller att hitta ett sätt att hålla en hög produktion av skogsbränsle till en låg miljökostnad. Skogsbränsleuttagets konsekvenser på biodiversiteten kan sammanfattas enligt följande:

- Frågan om hur skogsbränsleuttag påverkar biodiversitet verkar till stor del handla om konsekvenser för vedlevande arter. När det gäller skogsbränslen från gran rör det sig ofta om effekter på vedlevande arter som idag är rätt vanliga i skoglandskapet. Frågan kan avgränsas ytterligare till att i första hand gälla konsekvenser för vedlevande arter som är beroende av solexponerad död ved på hyggen, för det är i dessa miljöer man idag gör de största uttagen av skogsbränsle.
- För många rödlistade vedlevande arter är framförallt bristen på grov död ved det största hotet. Det är därför viktigt att öka mängden grov död ved för att säkra dessa vedlevande arters fortlevnad. När det gäller skogsbränsleuttag är det särskilt viktigt att säkerställa att naturhänsynen vid avverkning bibehålls eller förbättras.
- Dagens kunskap tyder på att de tänkbara effekterna av att klenved och grot av gran tas ut vid slutavverkning är relativt begränsade när de ställs

i relation till de samlade effekterna av övrigt skogsbruk och de åtgärder som vidtas för att främja biodiversitet. Få rödlistade arter verkar utnyttja klenved och grot av gran på hyggen. Dessutom lämnas en viss andel av grot kvar på skördade hyggen.

- Uttag av klenved, grot och stubbar från ek och ädla lövträd men även från asp bör ske restriktivt.
- Högar av ek- och ädellövsgrot kan fungera som ”fångsfällor” för sällsynta och hotande vedlevande skalbaggsarter.
- Oönskade effekter av askåterföring verka kunna undvikas genom att använda härdade askor med långsam upplösning. Man bör även undvika skogsbränsleuttag och askåterföring i fuktigare miljöer, i kantzoner längs vattendrag och våtmarker för att undvika utarmning av betydelsefulla naturvårdsmiljöer.
- När det gäller intensivskogsodling verkar effekterna på biodiversitet till stor bero på hur stor andel av skogslandskapet som kommer att påverkas och hur man hanterar resten av landskapet.
- Exempel på kunskapsluckor när det gäller biodiversiteten är följande:
- Konsekvenser för biodiversiteten under längre tidsperspektiv och på landskapsskala.
- Betydelsen av olika vedsubstrat.
- Fångsteffekter vid lagring av skogsbränsle.
- Naturhänsyn vid uttag av skogsbränsle.
- Betydelsen av naturvårdande skötsel.
- Effekterna av ökade uttag av grot och stubbar på akvatiska ekosystem.

Slutsatserna av syntesen visar att det finns en tydlig potential att öka uttaget av skogsbränsle utan negativa konsekvenser för miljö och produktionsmål. Uttag av grot är minst problematiskt, medan det finns en del frågetecken för uttag av stubbar, men även ett ökat uttag av stubbar tycks vara möjligt. Ökat uttag av skogsbränsle är dock kopplat till ett antal förutsättningar, och det finns vissa risker som måste beaktas.

11 Tack

Rapporten har finansierats av Energimyndigheten (projekt 32220-1, 32220-2, 32219-1 och 32219-2). Vi vill särskilt tacka Anna Lundborg (Energimyndigheten) och Pär Aronsson (SLU) för synpunkter och konstruktiv kritik under hela arbetet.

Under arbetets gång har ett flertal personer varit delaktiga och lämnat konstruktiva synpunkter, bland annat genom att ingå i referensgrupper. Vi tackar särskilt Jonas Hedin, Jenny Stendahl, Peter Roberntz, Roger Hällestrand, Staffan Persson, Jan Svensson, Per Olsson, Tryggve Persson och Hans Samuelsson.

Vidare tackar vi alla forskare som deltagit i Bränsleprogrammet för presentationer av forskningsresultat och för intervjusvar. Följande personer har dessutom lämnat skriftliga synpunkter på manuset: Mats Dynesius, Mats Jonsell, Erik Karlton, Mats Nilsson, Heljä-Sisko Helmisaari, Staffan Jacobson, Ulf Sikström, Alexandro Caruso, Anders Dahlberg, Frank Götmark, Tryggve Persson, Ulf Skyllberg, Håkan Wallander, Thomas Nordfjell, Rasmus Sörensen, Kevin Bishop, Jenny Stendahl, Pär Olsson, Rose-Marie Rytter, Eva Ring, Karin Vestlund Ekerby, Henrik von Hofsten och Clas Fries. Vi är mycket tacksamma för deras bidrag till att förbättra rapporten.

Vi har haft två workshops (1 december 2009 och 21 mars 2011) med sammanlagt ett 60-tal deltagare där tidigare versioner av rapporten diskuterades av forskare, och representanter från myndigheter och andra organisationer. Stort tack för alla värdefulla synpunkter och kreativa diskussioner.

Det är inte alltid möjligt att tillgodose alla synpunkter. Ansvaret för innehållet ligger helt på syntesarbetsgruppen, och ingen av ovan nämnda personer kan lastas för eventuella felaktigheter i rapporten.

12 Referenser

- Abrahamsson, M. 2007. High-stumps and wood living beetles in the Swedish production forest landscape. Doktorsavhandling. SLU, Uppsala.
- Abrahamsson, M. & Lindbladh, M. 2006. A comparison of saproxylic beetle occurrence between manmade high- and low-stumps of spruce (*Picea abies*). *Forest Ecology and Management* 226: 230-237.
- Abrahamsson, M. Lindbladh, M. & Rönnberg, J. 2008. Influence of butt rot on beetle diversity in artificially created high-stumps of Norway spruce. *Forest Ecology and Management* 255: 3396-3403.
- Aerts, R. & Chapin III, S.F. 2000. The mineral nutrition of wild plants revisited: A re-evaluation of processes and patterns. *Advances in Ecological Research* 30: 1-67.
- Akselsson, C. 2005. Regional nutrient budgets in forest soils in a policy perspective. Doktorsavhandling. Lunds Universitet, Lund.
- Akselsson, C., Belyazid, S., Hellsten, S., Klarqvist, M., Karlsson, P-E. & Pihl Karlsson, G. 2010. Assessing the risk of N leaching from forest soils across a steep N deposition gradient in Sweden. *Environmental Pollution* 158: 3588-3595.
- Akselsson, C. & Westling, O. 2005. Regionalized nitrogen budgets in forest soils for different deposition and forestry scenarios in Sweden. *Global Ecology and Biogeography* 14: 85-95.
- Akselsson, C., Westling, O., Alveteg, M., Thelin, G., Fransson, A-M. & Hellsten, S. 2008. The influence of N load and harvest intensity on the risk of P limitation in Swedish forest soils. *Science of the Total Environment* 404: 284-289.
- Akselsson, C., Westling, O., Sverdrup, H., Holmqvist, J., Thelin, G., Uggla, E. & Malm, G. 2007a. Impact of harvest intensity on long-term base cation budgets in Swedish forest soils. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 7: 201-210.
- Akselsson, C., Westling, O. & Örlander, G. 2004. Regional mapping of nitrogen leaching from clearcuts in southern Sweden. *Forest Ecology and Management* 2002: 235-243.
- Akselsson, C., Westling, O. & Örlander, G. 2007b. Skogsskötsel och vattenkvalitet. En sammanställning av resultat från skärm- och bårdförsök inom SUFOR. IVL Rapport B1752, Stockholm.
- Allmér, J. 2005. Fungal communities in branch litter of Norway spruce: dead wood dynamics, species detection and substrate preferences. Doktorsavhandling. SLU, Umeå.
- Allmér, J., Vasiliauskas, R., Ihrmark, K., Stenlid, J. & Dahlberg, A. 2005. Wood-inhabiting fungal communities in woody debris of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.), as reflected by sporocarps, mycelial isolations and T-RFLP identification. *FEMS Microbiology Ecology* 55: 57-67.

- Andersson, A. 2005. Generell naturhänsyn vid slutavverkningar – en jämförelse av slutavverkningar med eller utan grotuttag. Examensarbete, Institutionen för Skogsskötsel. SLU, Umeå.
- Andersson, B., Engelmark, O., Rosvall, O. & Sjöberg, K. 1999. Miljökonsekvensbeskrivning (MKB) av skogsbruk med contortatall i Sverige. Stiftelsen Skogsbrukets Forskningsinstitut. Redogörelse nr 1, 1999.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355-366.
- Angelstam, P., Boutin, S., Schmiegelow, F., Villard, M-A., Drapeau, P., Host, G., Innes, J., Isachenko, G., Kuuluvainen, T., Mönkkönen, M., Niemelä, J., Niemi, G., Roberge, J- M., Spence, J. & Stone, D. 2004. Targets for forest biodiversity conservation– a rationale for macroecological research and adaptive management. Från: Angelstam, P., Dönn-Breuss, M. & Roberge, J-M. (Red.). Targets and tools for the maintenance of forest biodiversity. Sid. 487-509. *Ecological Bulletins* 51. Blackwell science, Oxford.
- Anon. 2000. Regeringens proposition 2000/01:130. Svenska miljömål – delmål och åtgärdsstrategier. Regeringskansliet, Stockholm.
- Anon. 2004. Regeringens proposition 2004/05:150. Svenska miljömål – ett gemensamt uppdrag. Regeringskansliet, Stockholm.
- Anon. 2008. Skogsdata 2008. Riksskogstaxeringen. SLU, Umeå.
- Appelqvist, T. 2005. Naturvårdsbiologisk forskning. Underlag för områdesskydd i landskapet. Rapport 5452. Naturvårdsverket, Stockholm
- Ares, A., Terry, T., Harrington, C., Devine, W., Peter, D. & Bailey, J. 2007. Biomass Removal, Soil Compaction, and Vegetation Control Effects on Five-Year Growth of Douglas-fir in Coastal Washington. *Forest Science* 53: 600-610.
- Aronsson, A. 2007. Effects of wood ash on freshwater organisms and aquatic forest ecosystems. Doktorsavhandling. Mittuniversitetet, Sundsvall.
- Aronsson, K.A. & Ekelund, N.G.A. 2004. Biological effects of wood ash application to forest and aquatic ecosystems. *Journal of Environmental Quality* 33: 1595-1605.
- Arvidsson, H., Vestin, T. & Lundkvist, H. 2002. Effects of crushed wood ash application on ground vegetation in young Norway spruce stands. *Forest Ecology and Management* 161: 75–87.
- Asp, H., Brewitz, E., Halvarsson, A., Ljungberg, S., Mjönes, L. & Wallberg, P. 2007. Utvärdering av miljö kvalitetsmålet Säker strålmiljö. SSI Rapport 2007:14. Statens strålskyddsinstitut, Solna.
- Augusto, L., Bakker, M.R., Meredieu, C. 2008. Wood ash applications to temperate forest ecosystems – potential benefits and drawbacks. *Plant and Soil*, 306: 181-198.
- Belyazid, S., Akselsson, C., Hellsten, S., Moldana, F., Kronnäs, V. & Munthe, J. 2008. Modellering som verktyg vid miljöbedömning för uttag av skogsbränslen – En metodstudie. Slutrapport till Energimyndigheten P30513-1, Eskilstuna.

- Belyazid, S., Westling, O. & Sverdrup, H. 2006. Modelling changes in forest soil chemistry at 16 Swedish coniferous forest sites following deposition reduction. *Environmental Pollution* 144: 596-609.
- Bengtsson, J., Lundkvist, H., Saetre, P., Sohlenius, B. & Solbreck, B. 1998. Effects of organic matter removal on the soil food web: Forestry practices meet ecological theory. *Applied Soil Ecology* 9: 137-143.
- Bengtsson, J., Persson, T. & Lundkvist, H. 1997. Long-term effects of logging residue addition and removal on macroarthropods and enchytraeids. *Journal of Applied Ecology* 34: 1014-1022.
- Berg, B., Johansson, M.-B., Nilsson, Å., Gundersen, P. & Norell, L. 2009. Sequestration of carbon in the humus layer of Swedish forests - direct measurements. *Canadian Journal of Forest Research* 39: 962-975.
- Bergh, J. & Linder, S. 2006. Grundläggande försök med balanserad näringstillförsel i ungskog av gran. Slutrapport för Fiberskogsprogrammet. Institutionsrapport nr 27 vid Institutionen för Sydsvensk Skogsvetenskap. SLU, Alnarp.
- Bergh, J., Nilsson, U., Grip, H., Hedwall, P.O. & Lundmark, T. 2008. Effects of frequency of fertilisation on production, foliar chemistry and nutrient leaching in young norway spruce stands in Sweden. *Silva Fenn.* 42: 721-733.
- Bergh, J., Witzell, J., Edenius, L., Grip, H., Gustafsson, L., Lind, T., Lindhagen, A., Mikusinski, G., Sathre, R. & Stendahl, J., 2010. Analys av miljö- och produktionsmål på region- och landskapsnivå med storskalig intensivodling. Slutrapport 30399-1. Energimyndigheten, Eskilstuna.
- Berglund, H. 2006. Helträdsutnyttjande – konsekvenser för klimat och biologisk mångfald. Rapport 5562. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Berglund, H., Hottola, J., Penttilä, R. and Siitonen, J. 2011a. Linking substrate and habitat requirements of wood-inhabiting fungi to their regional extinction vulnerability. *Ecography*, 34: 864–875.
- Berglund, H., Jönsson, M.T., Penttilä R., Vanha-Majamaa, I. 2011b. The effects of burning and dead-wood creation on the diversity of pioneer wood-inhabiting fungi in managed boreal spruce forests. *Forest Ecology and Management* 261: 1293-1305.
- Bergquist, J., Örlander, G. & Nilsson, U. 1999. Deer browsing and slash removal affect field vegetation on south Swedish clearcuts. *Forest Ecology and Management* 115: 171-182.
- Bernes, C. 2005. Förändringar under ytan. Monitor 19. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Bishop, K., Allan, C., Bringmark, L., Garcia, E., Hellsten, S., Högbom, L., Johansson, K., Lomander, A, Meili, M., Munthe, J., Nilsson, M., Porvari, P., Skyllberg, U., Sörensen, R., Zetterberg, T. & Åkerblom, S. 2009. The effects of forestry on Hg bioaccumulation in nemoral/boreal waters and recommendations for good silvicultural practice. *Ambio*, 38, 373–380.

- Bishop, K. Nilsson, M. & Sörensen, R. 2008. Mercury loading from forest to surface waters. Rapport 3: 2008. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Bjurström, H. 2006. Organiska ämnen i askor. Rapport 994. Värmeforsk, Stockholm.
- Björse, G. 1999. Skogens etablering och utveckling i Sverige sedan istiden. Skogshistorisk Tidskrift 9: 84-94.
- Boddy, L. & Heilmann- Clausen, J. 2008. Basidiomycete community development in temperate angiosperm wood. Från: Boddy, L., Frankland, J.C. & van West, P. (red.). Ecology of saprotrophic basidiomycetes. Academic Press.
- Boddy, L. 2001. Fungal community ecology and wood decomposition processes: from standing tree to complete decay of coarse woody debris. Ecological Bulletins 49: 43–56.
- Boström, U. & Nilsson, S. G. 1983. Latitudinal gradients and local variations in species richness and structure of bird communities on raised peat-bogs in Sweden. *Ornis Scandinavica* 14: 213-226
- Brandel, M. 2006. Hur ska vi långsiktigt bruka våra torvmarker? Från: Melkerud, P-A (red). *Markdagen 2004*. Rapporter i skogsekologi och skoglig marklära 89, Sid. 81-87. SLU, Uppsala.
- Brandtberg, P-O. & Olsson, B.A. Manuskript. Changes in the effects of whole tree harvesting on forest floor and soil chemistry during early stand development in Norway spruce and Scots pine stands in Sweden.
- Bråkenhielm, S. & Liu, Q. 1998. Long-term effects of clear-felling on vegetation dynamics and species diversity in a boreal pine forest. *Biodiversity and Conservation* 7: 207-220.
- Brunet, J. 2006. Ädellövskogens historiska utbredning och dagens naturvårdsmål. *Kungl. Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift* 5: 23-28.
- Burvall, J. & Öhman, M. 2006. Samförbränning av torv och biobränslen – askrelaterade systemfördelar. Energimyndigheten, Eskilstuna.
- Caruso, A. & Rudolphi, J. 2009. Influence of substrate age and quality on species diversity of lichens and bryophytes on stumps. *The Bryologist*, under tryckning.
- Caruso, A., Rudolphi, J. & Thor, G. 2008. Lichen species diversity and substrate amounts in young planted boreal forests: A comparison between slash and stumps of *Picea abies*. *Biological Conservation* 141: 47-55.
- Casini, M. 2006. Resource Utilisation and Growth of Clupeid Fish in the Baltic Sea. Patterns, Mechanisms and Ecological Implications. Doktorsavhandling, Göteborgs Universitet, Göteborg.
- Chapman, S., Buttler, A., Francez, A-J., Laggoun.Défarge, F., Vasander, H., Schloter, M., Combe, J., Grosvernier, P., Hauke, H., Epron, D. & Mitchell, E. 2003. Exploitation of northern peatlands and biodiversity maintenance : a conflict between economy and ecology. *Frontiers in Ecology* 1: 525-532.

- Coates, D. & Rayner, A.D.M. 1985a. Fungal population and community development in cut beech logs: I. Establishment via the aerial cut surface. *New Phytologist* 101: 153–171.
- Coates, D. & Rayner, A.D.M. 1985b. Fungal population and community development in cut beech logs: I. Establishment via the buried cut surface. *New Phytologist* 101: 173–181.
- Coates, D. & Rayner, A.D.M. 1985c. Fungal population and community development in cut beech logs: III. Spatial dynamics, interactions and strategies. *New Phytologist* 101: 183–198.
- Crutzen, P.J., Mosier, A.R., Smith, K.A. & Winiwarter, W. 2008. N₂O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. *Atmospheric Chemistry and Physics* 8: 389-395.
- Dahlberg, A. & Stokland, J. N. 2004. Vedlevande arters krav på substrat – sammanställning och analys av 3600 arter. Rapport 7. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Dahlberg, A., Thor, G., Allmér, J., Jonsell, M., Jonsson, M. & Ranius, T. 2011. Modelled impact of Norway spruce logging residue extraction on biodiversity in Sweden. *Canadian journal of forest research* 41: 1220-1232.
- Dalal, R C. & Allen, D E. 2008. Greenhouse gas fluxes from natural ecosystems. *Australian Journal of Botany* 56: 369–407.
- Dynesius, M. 2005. Effekter av askåterföring på skogsväxternas mångfald. Projekt rapport P13712. Energimyndigheten, Eskilstuna.
- Dynesius, M., Åström, M. & Nilsson, C. 2008. Microclimatic buffering by logging residues and forest edges reduces clearcutting impacts on forest bryophytes. *Journal of Vegetation Science* 11: 345-354.
- Dynesius, M., Hylander, K. & Nilsson, C. 2009. High resilience of bryophyte assemblages in stream-side compared to upland forests. *Ecology* 90: 1042-1054.
- Ecke, F., Löfgren, O., Hörnfeldt, B., Eklund, U., Ericsson, P. & Sörlin, D. 2001. Abundance and diversity of small mammals in relation to structural habitat factors. *Ecological Bulletins*, 49: 165-171.
- Edman, M., Gustafsson, M., Stenlid, J., Jonsson, B.G. & Ericson, L. 2004. Spore deposition of wood-decaying fungi: importance of landscape composition. *Ecography* 27: 103-111.
- EEA. 2006. How much bioenergy can Europe produce without harming the environment? EEA-rapport nr. 7/2006. European Environment Agency.
- Egnell, G. 2011. Is the productivity decline in Norway spruce following whole-tree harvesting in the final felling in boreal Sweden permanent or temporary? *Forest Ecology and Management* 261: 148-153.
- Egnell, G., Bergh, J., Dahlberg, A., Rytter, L. & Westling, O. 2006. Miljöeffekter av skogsbränsleuttag och askåterföring i Sverige. En syntes av Energimyndighetens forskningsprogram 1997 till 2004. Rapport ER 2006: 44. Energimyndigheten, Eskilstuna.

- Egnell, G., Hyvönen, R., Högbom, L., Johansson, T., Lundmark, T., Olsson, B., Ring, E. & von Sydow, F. 2007. Miljökonsekvenser av stubbskörd – en sammanställning av kunskap och kunskapsbehov. Rapport 40. Energimyndigheten, Eskilstuna.
- Egnell, G. & Leijon, B. 1999. Survival and growth of planted seedlings of *Pinus sylvestris* and *Picea abies* after different levels of biomass removal in clear-felling. *Scandinavian Journal of Forest Research* 14: 303-311.
- Egnell, G., Nohrstedt, H.-Ö., Weslien, J., Westling, O. & Örlander, G. 1998. Miljökonsekvensbeskrivning (MKB) av skogsbränsleuttag, asktillförsel och övrig näringskompensation. Rapport 1 1998. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Egnell, G. & Valinger, E. 2003. Survival, growth, and growth allocation of planted Scots pine trees after different levels of biomass removal in clear-felling. *For. Ecol. Manage.* 177: 65-74.
- Eklöf, K. och Bishop, K. 2010. Miljöeffekter av stubbskörd på vattenkvaliteten. Slutrapport 30480-1. Energimyndigheten, Eskilstuna.
- Elfving, B. 1982. HUGIN's ungskogstaxering 1976–79. Projekt HUGIN rapport nr 27. SLU, Umeå.
- Eliasson, P., Svensson, M., Olsson, M. & Ågren, G. 2011. Forest carbon balances at the landscape scale and responses to intensified harvest investigated with the Q and COUP models. Slutrapport för projekt 34884-1. Energimyndigheten, Eskilstuna.
- Eliasson, L. & Wästerlund, I. 2007. Effects of slash reinforcement of strip roads on rutting and soil compaction on a moist fine-grained soil. *Forest Ecology and Management* 252: 118-123.
- Enander, G. & Samuelsson, H. 2007. Skogsstyrelsens allmänna råd till ledning för hänsyn enligt 30§ skogsvårdslagen (1979:429) vid användning av kvävegödselmedel på skogsmark. SKSFS 2007:3. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Energimyndigheten. 2010. Energiläget 2010. Statens Energimyndighet. Eskilstuna.
- EU. 2009. Directive 2009/28/EC of the European parliament and the Council of 23 April 2009 on the promotion of the use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing Directives 2001/77/EC and 2003/30/EC. *Official Journal of the European Union*, L. 140, 16-62.
- Fahlvik, N., Johansson, U. & Nilsson, U. 2009. Skogsskötsel för ökad tillväxt. Faktaunderlag till MINT-utredningen. SLU, Uppsala.
- Fahrig, L. 2001. How much is enough? *Biological Conservation* 100: 65-74.
- Fleming, R.L., Powers, R.F., Foster, N.W., Kranabetter, J.M., Scott, D.A., Ponder, F., Berch, S., Chapman, W.K., Kabzems, R.D., Ludovici, K.H., Morris, D.M., Page-Dumroese, D.S., Sanborn, P.T., Sanchez, F.G., Stone, D.M. & Tiarks, A.E. 2006. Effects of organic matter removal, soil compaction, and vegetation control on 5-year seedling performance: a regional comparison of Long-Term Soil Productivity sites. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 529-550.

- Fossestøl, K.O. & Sverdrup-Thygeson, A. Under tryckning. Increasing the effect of tree retention as a conservation measure by choice of tree placing and use of high stump cutting. *Scandinavian Journal of Forest Research*.
- Fridman, J. & Walheim, M. 2000. Amount, structure, and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden. *Forest ecology and management* 131: 23-36.
- Fridman, J. 1999. Skog i reservat – beräkningar från riksskogstaxeringen. Fakta Skog 1999: 1-4. SLU, Uppsala.
- Fritze, H., Perkiömäki, J., Saarela, U., Katainen, R., Tikka, P., Yrjala, K., Karp, M., Haimi, J. & Romantschuk, M. 2000. Effect of Cd-containing wood ash on the microflora of coniferous forest humus. *FEMS Microbiology Ecology* 32: 43–51.
- Galik, C S. & Jackson R B. 2009. Risks to forest carbon offset projects in a changing climate. *Forest Ecology and Management* 257: 2209–2216
- Garcia, E. & Carignan, R. 2000. Mercury concentrations in northern pike (*Esox lucius*) from boreal lakes with logged, burned, or undisturbed catchments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*: 57: 129-135(Suppl. 2).
- Garrett, L.G., Oliver, G.R., Pearce, S.H. & Davis, M.R. 2008. Decomposition of *Pinus radiata* coarse woody debris in New Zealand. *Forest Ecology and Management* 255: 3839–3845.
- Gilles, E. 2002. Den bäcknära zonen vid små skogliga vattendrag i Värmland. Generell beskrivning, förekomst av traktorspår samt kvicksilverhalter i körpåverkat ytvatten. Master Thesis from the Department of Forest Soils, SLU, Umeå.
- Gode, J., Gustavsson, M., Höglund, J., Hellsten, S., Martinsson, F. & Stadmark, J. 2011. Strategisk bioenergiforskning. En syntes från Energimyndighetens bränsleprogram 2007–2011. ER2011:21. Energimyndigheten, Eskilstuna.
- Grelle, A. 2011. Stubbrytningens effekter på skogsekosystemets koldioxidbalans. Slutrapport, projekt 30476-1. Energimyndigheten, Eskilstuna.
- Gundersen, P., Callesen, I. & de Vries, W. 1998. Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N ratios. *Environmental Pollution* 102: 403-407.
- Gundersen, P., Schmidt, I.K. och Raulund-Rasmussen, K. 2006. Leaching of nitrate from temperate forests – effects of air pollution and forest management. *Environmental Review*, 14, 1–57.
- Gunnarsson, B., Nittérus, K. & Wirdenäs, P. 2004. Effects of logging residue removal on ground-active beetles in temperate forests. *Forest Ecology and management* 201: 229-239.
- Gustafsson, L. 2004. Skogsbränsleuttagets påverkan på naturhänsynen – en analys av nuläget. Slutrapport P12779-1. Energimyndigheten, Eskilstuna.
- Gustafsson, L., Dahlberg, A., Green, M., Henningsson, S., Hägerhäll, C., Larsson, A., Lindelöw, Å., Lindhagen, A., Lundh, G., Ode, Å., Strengbom, J., Ranius, T., Sandström, J., Svensson, R. & Widenfalk, O. 2009. Konsekvenser för kulturarv, friluftsliv, landskapsbild och biologisk mångfald. Faktaunderlag till MINT-utredningen. SLU, Rapport.

- Gustavsson, L. & Rönnbäck, M. 2011. Bränsleförädling och Jordbruksbränslen. ER2011:22 Energimyndigheten. Eskilstuna.
- Gärdenfors, U. (Red.) 2005. Rödlistade arter i Sverige 2005 – The 2005 Red List of Swedish Species. Artdatabanken. SLU, Uppsala.
- Götmark, F. 2008. Biobränsle från lövdominerad skog: uttagsnivå och relation till biologisk mångfald. Slutrapport, projekt 30382-1. Energimyndigheten, Eskilstuna.
- Götmark, F. 2009. Fri utveckling, hävd och naturvårdsgallring i förvaltningen av skogar med naturvärden, särskilt lövrik skog i södra Sverige. Rapport till Eneregimyndigheten.
- Götmark, F. 2010. Skötsel av skogar med höga naturvärden. Svensk botanisk tidskrift 104 (S1).
- Hagberg, L. & Holmgren, K. 2008. The climate impact of future energy peat production. Rapport B1796. IVL, Stockholm.
- Hagerberg, D. & Wallander, H. 2002. The impact of forest residue removal and wood ash amendent on the growth of ectomycorrhizal external mycelium. FEMS Microbiology Ecology 39: 139-146.
- Haimi, J., Fritze, H. & Moilanen, P. 2000. Responses of soil decomposer animals to wood-ash fertilisation and burning in a coniferous forest stand. Forest Ecology and Management 129: 53–61.
- Hanski, I. 1999. Metapopulation ecology. Oxford University Press. Oxford.
- Hautala, H., Jalonen, J., Laaka-Lindberg, S. & Vanha-Majamaa, I. 2004. Impacts of retention felling on coarse woody debris (CWD) in mature boreal spruce forests in Finland. Biodiversity and Conservation 13: 1541-1554.
- Hedgren, P.O. 2007. Early arriving saproxylic beetles (Coleoptera) and parasitoids (Hymenoptera) in low and high stumps of Norway spruce. Forest Ecology and Management 241: 155-161.
- Hedin, J., Isacson, G., Jonsell, M. & Komonen, A. 2008. Forest fuel piles as ecological traps for saproxylic beetles in oak. Scandinavian Journal of Forest Research 23: 348-357.
- Heilmann-Clausen, J. & Christensen, M. 2004. Does size matter? On the importance of various dead wood fractions for fungal diversity in Danish beech forests. Forest Ecology and Management 2001: 105-117.
- Helmisaari, H-S., Holt Hanssen, K., Jacobson, S., Kukkola, M., Luro, J., Saarsalmi, A. Tamminen, P. & Tveite, B. 2011. Logging residue removal after thinning in Nordic boreal forests: Long-term impact on tree growth. Forest Ecology and Management 261: 1919-1927.
- Hellsten, S., Akselsson, C., Olsson, B., Belyazid, S. & Zetterberg, T. 2009a. Effekter av skogsbränsleuttag på markförurning, näringsbalanser och tillväxt – Uppskalning baserat på experimentella data och modellberäkningar som grund för kartläggning av behov av askåterföring. Rapport B1798. IVL, Stockholm.

- Hellsten, S., Helmisaari, H.-S., Melin, Y., Skovsgaard, J.P., Wängberg, I., Kaakinen, S., Kukkola, M., Petersson, H. & Akselsson, C. 2009b. Halter av bas-katjoner, fosfor och kväve i stubbar i Sverige, Danmark och Finland. Rapport B 1855. IVL, Stockholm.
- Hellsten, S., Akselsson, C., Hagberg, L. & Fuhrman, F. 2010. Effekter av skogsbränsleuttag på näringsämnesbalanser som underlag för avvägning mellan miljömål. Rapport B 1880. IVL, Stockholm.
- Herben, T. & Söderström, L. 1992. Which habitat parameters are most important for the persistence of a bryophyte species on patchy, temporal substrates? *Biological Conservation* 59: 121-126.
- Hjältén, J. 2008. Stubbars betydelse för bevarandet av vedlevande insekter. Slutrapport projekt 30197-1. Energimyndigheten, Eskilstuna.
- Holmer, L. & Stenlid, J. 1997. *Oikos* 79: 77-84.
- Holmer, L., Renvall, P. & Stenlid, J. 1997. Selective replacement between species of wood-rotting basidiomycetes, a laboratory study. *Mycological Research* 101: 714-720.
- Holmström, B. 2008. Stubblyftningens initiala effekt på emissioner av växthus-gaser från en granmark i Småland. Examensarbete vid Institutionen för skoglig marklära, SLU, Uppsala.
- Högbom, L., Ring, E. & Jacobson, S. 2008. Långsiktiga effekter av asktillförsel resp. fördelning av avverkningsrester på hyggen mark- och markvattenkemiska effekter. Slutrapport 30636-1. Energimyndigheten, Eskilstuna.
- Huhta, V., Persson, T. & Setälä, H. 1998. Functional implications of soil fauna diversity in boreal forests. *Applied Soil Biology* 10: 277-288.
- Hylander, K. 2009. No increase in colonization rate of boreal bryophytes close to propagule sources. *Ecology* 90:160-169.
- Hyvönen, R., Olsson, B.A., Lundkvist, H. & Staaf, H. 2000. Decomposition and nutrient release from *Picea abies* and *Pinus sylvestris* logging residues. *Forest Ecology and Management* 126: 97-112.
- Hyvönen, R., Persson, T., Andersson, S., Olsson, B., Ågren, G I. & Linder, S. 2008. Impact of long-term nitrogen addition on carbon stocks in trees and soils in northern Europe. *Biogeochemistry* 89: 121–137.
- Hyvönen Olsson R, Olsson B, Ågren G. 2011. Ekosystemets förmåga att kompensera för skogsbränsleuttag – dynamik och processer. Slutrapport projekt 30505-1. Energimyndigheten, Eskilstuna.
- Hånell, B. 2004. Arealer för skogsgödsling med träaska och torvaska på organogena jordar i Sverige. Rapport 872. Värmeforsk, Stockholm.
- Hånell, B. 2006. Dikad skogsmark och myr med djup torv som resurser för uthålligt torvbruk i Sverige. Projektrapport 5. Torvforsk. Stockholm.

- Högbom, L. & Jacobson, S. 2002. Kväve 2002 – en konsekvensbeskrivning av skogsgödsling i Sverige, Redogörelse nr 6. SkogForsk, Uppsala.
- Ingmarsson, F. & Hedman, L. 2001. SUS 2001. Delrapport: Gröna planer. Rapport 2001:8. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- IPCC. 2006. IPCC guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Vol. 4 Agriculture, Forestry and other Land use. In: Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., & Tanabe, K. (eds.), Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. IGES, Japan.
- Jacobson, S. & Gustafsson, L. 2001. Effects on ground vegetation of the application of wood ash to a Swedish Scots pine stand. *Basic and Applied Ecology* 2: 233–241.
- Jacobson, S., Kukkola, M., Mälkönen, E. & Tveite, B. 2000. Impact of whole-tree harvesting and compensatory fertilization on growth of coniferous thinning stands. *Forest Ecology and Management* 129: 41-51.
- Jalonen, J. & Vanha-Majamaa, I. 2001. Immediate effects of four different felling methods on mature boreal spruce forest understory vegetation in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 146: 25-34.
- Johansson, T., Hjältén, J., de Jong, J. & von Stedingk, H. 2009. Generell hänsyn och naturvärdesindikatorer – funktionella metoder för att bevara och bedöma biologisk mångfald i skogslandskapet. Världsnaturfonden WWF, Solna.
- Johnson, D.W. och Curtis, P.S. 2001. Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. *Forest Ecology and Management*, 140, 227–238
- Joki-Heiskala, P., Johansson, M., Holmberg, M., Mattsson, T., Forsius, M., Kortelainen, P., et al. 2003. Long-term basecation balances of forest mineral soils in Finland. *Water, Air, and Soil Pollution* 150: 255-273.
- Jongmans, A.G., van Breemen, N., Lundström, U.S., 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. 1995. Skalbagg på prästflon, en myr i Ångermanland – Är floristiskt skyddsvärda myrar intressanta ur insektssynpunkt. *Svensk entomologisk tidskrift* 116: 151-159.
- Jonsell, M. 2005. Vedinsekter i avverkningsrester – bör uttaget av bioenergi koncentreras till vissa områden? Rapport av projekt 13703-1. Energimyndigheten, Eskilstuna.
- Jonsell, M. 2008a. Saproxylid beetle species in logging residues: which are they and which residues do they use? *Norwegian Journal of Entomology* 55: 109-122.
- Jonsell, M. 2008b. The effect of biofuel harvest on biodiversity. in press.
Från: Röser, D., Asikainen, A., Raulund-Rasmussen, K. & Møller, I.S. (red.), Sustainable use of wood for energy – a synthesis with focus on the Nordic-Baltic region. Springer.

- Jonsell, M. 2009. Insektsdiversitet i stubbar av gran – kunskap om stubbuttagens miljöeffekter. Projekt rapport 30236-1. Energimyndigheten, Eskilstuna.
- Jonsell, M. 2010. Avverkningsstubbarnas bidrag till vedlevande skalbaggars populationsstorlekar i ett skogslandskap i norra Hälsingland. Rapport av projekt 31183-1. Energimyndigheten, Eskilstuna.
- Jonsell, M., Hansson, J. & Wedmo, L. 2007. Diversity of saproxylic beetle species in logging residues in Sweden – Comparisons between tree species and diameters. *Biological Conservation* 138: 89-99.
- Jonsell, M., Nittérus, K. & Stighäll, K. 2004. Saproxylic beetles in natural and man-made deciduous high stumps retained for conservation. *Biological Conservation*, 118: 163-173.
- Jonsell, M. & Nordlander, G. 1995. Field attraction of Coleoptera to odours of the wood-decaying polypores *Fomitopsis pinicola* and *Fomes fomentarius*. *Annales Zoologici Fennici* 32: 391-402.
- Jonsell, M. & Nordlander, G. 2004. Host selection patterns in insects breeding in bracket fungi. *Ecological Entomology* 29: 697-705.
- Jonsell, M., Schroeder, M. & Weslien, J. 2005. Saproxylic beetles in high stumps of spruce – fungal flora important for determining the species composition. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20: 54-62.
- Jonsell, M. & Weslien, J. 2003. Felled or standing retained wood – it makes a difference for saproxylic beetles. *Forest Ecology and Management* 175: 425-435.
- Jonsell, M., Weslien, J. & Ehnström, B. 1998. Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. *Biodiversity and Conservation* 7: 749-764.
- Junninen, K., Similä, M., Kouki, J. & Kotiranta, H. 2006. Assemblages of wood-inhabiting fungi along the gradients of succession and naturalness in boreal pine-dominated forests in Fennoscandia. *Ecography* 29: 75–83.
- Käärik, A.A. & Rennerfelt, E. 1957. Investigations on the fungal flora of spruce and pine stumps. *Meddelande från Statliga Skogsforskningsinstitutet* 47: 1–88.
- Kaila, L., Martikainen, P. & Punttila, P. 1997. Dead trees left in clearcuts benefit saproxylic Coleoptera adapted to natural disturbances in boreal forests. *Biodiversity and Conservation* 6: 1-18.
- Kaila, L., Martikainen, P., Punttila, P. & Yakovlev, E. 1994. Saproxylic Beetles (Coleoptera) on Dead Birch Trunks Decayed by Different Polypore Species. *Annales Zoologici Fennici* 31: 97-107.
- Kardell, L. 2007. Vegetationseffekter efter stubbskörd. Analys av några försök 1978–2006. Rapport 100. Institutionen för skoglig landskapsvård. SLU, Uppsala.
- Kardell, L. 2010. Skogsenergiförsöken 1977–2008. Stubbrytningens mm effekter på markvegetation och skogsproduktion. Rapport 111. Institutionen för skoglig landskapsvård. SLU, Uppsala.

- Kellner, O. & Weibull, H. 1998. Effects of wood ash on bryophytes and lichens in a Swedish pine forest. *Scandinavian Journal of Forest Research*, Supplement 2: 76-85.
- Kemikalieinspektionen. 2008. Underlag till andra fördjupade utvärderingen av miljö kvalitetsmålet Giftfri miljö. Kemikalieinspektionen, Sundbyberg.
- Klemedtsson, L., Ernfors, M., Bjork, R.G., Weslien, P., Rutting, T., Crill, P. & Sikstrom, U. 2010. Reduction of greenhouse gas emissions by wood ash application to a *Picea abies* (L.) Karst. forest on a drained organic soil. *European Journal of Soil Science* 61: 734-744.
- Korhonen, R., Korpela, L. & Sarkkola, S. (Red.). 2008. Finland-Fenland. Research and sustainable utilisation of mires and peat. Finnish peatland society. Maahenki. Helsingfors.
- Kruys, N. & Jonsson, B.G. 1999. Fine woody debris is important for species richness on logs in managed boreal spruce forests of northern Sweden. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 1295-1299.
- Laiho, R. & Prescott, C.E. 2004. Decay and nutrient dynamics of coarse woody debris in northern coniferous forests: a synthesis. *Canadian Journal of Forest Research* 34: 763–777.
- Larsson, L., Lind, L. & Bjurström, H. 2008. En orienterande screening av organiska ämnen i askor. Rapport 1082. Värmeforsk, Stockholm.
- Larsson, S., Lundmark, T. & Ståhl, G. 2009. Möjligheter till intensivodling av skog. Slutrapport från regeringsuppdrag Jo 2008/1885. SLU, Uppsala.
- Larsson, P-E. & Westling, O. 1998. Leaching of wood ash and lime products: Laboratory study. *Scandinavian Journal of Forest Research Supplement 2*: 17–22.
- Liiri, M., Setälä, H., Haimi, J., Pennanen, T. & Fritze, H. 2002. Soil processes are not influenced by the functional complexity of soil decomposer food webs under disturbance. *Soil Biology and Biochemistry* 34: 1009–1020.
- Lindberg, N. & Persson, T. 2004. Effects of long-term nutrient fertilisation and irrigation on the microarthropod community in a boreal Norway spruce stand. *Forest Ecology and Management* 188: 125-135.
- Linder, S. 1995. Foliar analysis for detecting and correcting nutrient imbalances in Norway spruce. Från: Staaf, H. & Tyler, G. (Red.). Effects of acid deposition and tropospheric ozone on forest ecosystems in Sweden. Sid. 178–190. *Ecological Bulletins* 44. Blackwell science, Oxford.
- Lindhe, A. & Lindelöw, Å. 2004. Cut high stumps of spruce, birch, aspen and oak as breeding substrates for saproxylic beetles. *Forest Ecology and Management* 203: 1-20.
- Lindhe, A. 2004. Conservation through management – cut wood as substrate for saproxylic organisms. Doktorsavhandling. SLU, Uppsala.
- Lindhe, A. 2009. Stubbars biologiska betydelse underskattas! Potentiella konsekvenser av storskalig stubbskörd för den vedberoende biologiska mångfalden. Världsnaturfonden WWF, Solna.

- Lindhe, A., Åsenblad, N. & Toresson, H-G. 2004. Cut logs and high stumps of spruce, birch, aspen and oak – nine years of saproxylic fungi succession. *Biological Conservation* 119: 443-454.
- Lindhe, A., Lindelöw, Å. & Åsenblad, N. 2005. Saproxylic beetles in standing dead wood – density in relation to substrate sun-exposure and diameter. *Biodiversity and Conservation* 14: 3033-3053.
- Lindholm, E-L., Berg, S. & Hansson, P-A. 2010 a. Skörd av skogsbränslen i ett livscykelerspektiv. Rapport 023, Institutionen för energi och teknik, SLU, Uppsala.
- Lindholm, E-L., Berg, S. & Hansson, P-A. 2010 b. Energy efficiency and the environmental impact of harvesting stumps and logging residues. *European Journal of Forest Research*, 12(6), 1223–1235.
- Lindholm, E-L., Berg, S. & Hansson, P-A. 2011. Greenhouse gas balance of harvesting stumps and logging residues for energy in Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 26: 586-594.
- Lindroth, A., Vestin, P. & Mölder, M., 2010. Effekter av stubbrytning på markens kolbalans, utbytet av växthusgaserna CO₂, lustgas och metan samt effekterna på vattenbalans och kväveläckage. Lägesrapport no 2, Energimyndighetens projekt nr 31746-1.
- Liski, J., Lehtonen, A., Palosuo, T., Peltoniemi, M., Eggers, T., Muukkonen, P. & Mäkipää, R. 2006. Carbon accumulation in Finland's forests 1922-2004 – an estimate obtained by combination of forest inventory data with modelling of biomass, litter and soil. *Ann. For. Sci.* 63: 687-697.
- Lode, E. 1999. *Wetland restoration: a survey of options for restoring peatlands*. Studia Forestalia Suecica. No. 205. SLU, Uppsala.
- Lundblad, M., Peterson, H., Wikberg P-E., Karlton, E., & Lundström, A. 2009. Flöden av växthusgaser från skog och annan markanvändning. Slutrapport regeringssuppdrag Jo 2008/3958. SLU, Uppsala.
- Lundborg, A. 1998. Reducing the Nitrogen Load: Whole-Tree Harvesting: A Literature Review. *Ambio* 26: 387-393.
- Lundmark, T. 2004. Uppföljning av långsiktiga försök inom ämnesområdet skogsbränsleuttag och askkompensation. Rapport P13139:2. Energimyndigheten, Eskilstuna.
- Löfgren, S. & Westling, O. 2002. Modell för att beräkna kväveförluster från växande skog och hyggen i Sydsverige. Rapport 2002:1. Institutionen för miljöanalys. SLU, Uppsala.
- Mahmood, S., Finlay, R.D. & Erland, S. 1999. Effects of repeated harvesting of forest residues on the ectomycorrhizal community in a Swedish spruce forest. *New Phytologist* 142: 577-585.
- Mahmood, S., Finlay, R.D., Fransson, A-M. & Wallander, H. 2003. Effects of hardened wood ash on microbial activity, plant growth and nutrient uptake by ectomycorrhizal spruce seedlings. *FEMS Microbiology Ecology* 43: 121–131.

- Magnusson, T. & Jäderlund, A. 2010. Stubbrytningens långsiktiga påverkan på ekosystem och avrinningsvatten. Slutrapport 30667-1. Energimyndigheten, Eskilstuna.
- Maljanen, M., Nykanen, H. & Moilanen, M. 2006. Greenhouse gas fluxes of coniferous forest floors as affected by wood ash addition. *Forest Ecology and Management* 237: 143-149.
- Maňák, V. & Jonsell, M. Saproxylic beetles in two types of fine woody debris of Norway spruce. Manuscript in preparation.
- Manion, P.D. 1991. *Tree disease concepts*. Prentice Hall.
- Martikainen, P. 2001. Conservation of threatened saproxylic beetles: significance of retained aspen *Populus tremula* on clearcut areas. *Ecological Bulletins* 49: 205-218.
- Melin, Y., Petersson, H. & Nordfjell, T. 2009. Decomposition of stump and root systems of Norway spruce in Sweden-A modelling approach. *Forest Ecology and Management* 257: 1445-1451.
- Menkis, A., Allmér, J., Vasiliauskas, R., Lygis, V., Stenlid, J. & Finlay, R. 2004. Ecology and molecular characterization of dark septate fungi from roots, living stems, coarse and fine woody debris. *Mycological Research* 108: 956-973.
- Mjöfors, K. & Johansson, M-B. 2010. Kan markberedning beskriva vad som händer efter stubbskörd? Med fokus på det organiska markkolet 25 år efter behandlingen. Slutrapport. Energimyndigheten, Eskilstuna.
- Munthe, J. & Hultberg, H. 2004. Mercury and methylmercury in runoff from a forested catchment – concentrations, fluxes and their responses to manipulation. *Water, Air and Soil Pollution; Focus* 4: 607–618.
- Naturvårdsverket. 2006. Övergödningen av Sveriges kuster och hav. Naturvårdsverkets ställningstagande med anledning av en internationell expertutvärdering av kväve/fosforproblematiken i våra omgivande hav. Rapport 5587. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket. 2007. Bara naturlig försurning. Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet. Rapport 5766. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket. 2008a. Ingen övergödning. Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet Rapport 5840. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket. 2008b. Eutrophication of the seas along Sweden's west coast. Rapport 5898. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket. 2011. Miljömålen på ny grund. Naturvårdsverkets utökade årliga redovisning av miljö kvalitetsmålen 2011. Rapport 6420. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket & Skogsstyrelsen. 2005. Nationell strategi för formellt skydd av skog. Naturvårdsverket och Skogsstyrelsen, Stockholm/Jönköping.
- Nilsson, T. 2007. Långsiktiga effekter på avrinningskemi efter askåterföring. Resultat från Sniptjärn/Kullarna-området, Hälsingland. Projektrapport, Institutionen för skoglig marklära. SLU, Uppsala.

- Nilsson, S.I., Berggren, D. & Westling, O. 1998. Retention of deposited $\text{NH}_4\text{-N}$ and $\text{NO}_3\text{-N}$ in coniferous forest ecosystems in southern Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 13: 393-341.
- Nilsson, S.I., Miller, G.H. & Miller, I.D. 1982. Forest growth as a possible cause to acidification: an examination of the concepts. *Oikos*, 39, 40–49.
- Nilsson L.O. & Wallander, H. 2003. Production of external mycelium by ectomycorrhizal fungi in a Norway spruce forest was reduced in response to nitrogen fertilization. *New Phytologist* 158: 409-416.
- Nilsson, C., Engelmark, O., Cory, J., Forsslund, A. & Carlborg, E. 2008. Differences in understory flora between stands of introduced lodgepole pine and native Scots pine in Sweden. *Forest Ecology and Management* 255: 1900-1905.
- Nitterus, K. & Gunnarsson, B. 2006. Effect of microhabitat complexity on the local distribution of arthropods in clearcuts. *Environmental Entomology* 35: 1324-1333.
- Nitterus, K., Åstrom, M. & Gunnarsson, B. 2007. Commercial harvest of logging residue in clearcuts affects the diversity and community composition of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Scandinavian Journal of Forest Research* 22: 231-240.
- Nitterus, K., Gunnarsson, B. & Axelsson, E. 2004. Insects reared from logging residue on clearcuts. *Entomologica Fennica* 15: 53-61.
- Nohrstedt, H-Ö., Arnebrant, K., Bååth, E. & Söderström, B. 1989. Changes in carbon content, respiration rate, ATP content, and microbial biomass in nitrogen-fertilized pine forest soils in Sweden. *Canadian Journal of Forest Research* 19: 323-328.
- Nordborg, F., Nilsson, U., Gemmel, P. & Örlander, G. 2006. Carbon and nitrogen stocks in soil, trees and field vegetation in conifer plantations 10 years after deep soil cultivation and patch scarification. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21: 356-363.
- Nordén, B. 2000: Dispersal ecology and conservation of wood-decay fungi. Doktorsavhandling. Göteborgs Universitet, Göteborg.
- Nordén, B. & Larsson, K-H. 2000. Basidiospore dispersal in the old-growth forest fungus *Phlebia centrifuga*. *Nordic Journal of Botany* 20: 215-219.
- Nordén, B., Ryberg, M., Götmark, F. & Olausson, B. 2004. Relative importance of coarse and fine woody debris for the diversity of wood-inhabiting fungi in temperate broadleaf forests. *Biological Conservation* 117: 1-10.
- Nordin, A., Strengbom, J. & Ericson, L. 2006. Responses to ammonium and nitrate additions by boreal plants and their natural enemies. *Environmental Pollution* 41: 167–174.
- Nordin, A., Strengbom, J., Witzell, J., Näsholm, T. & Ericson, L. 2005. Nitrogen deposition and the biodiversity of boreal forests – implications for the nitrogen critical load. *Ambio* 34: 20-24.

- Nordin, A., Bergström, A-K., Granberg, G., Grip, H., Gustafsson, D., Gärdenäs, A., Hyvönen-Olsson, R., Jansson, P-E., Laudon, H., Nilsson, M. B., Svensson, M. & Öquist, M. 2009a. Effekter av ett intensivare skogsbruk på skogslandskapets mark, vatten och växthusgaser. Faktaunderlag till MINT- utredningen. SLU, Uppsala.
- Nordin, A., Lundmark, T., Grip, H., Nilsson, M. & Ericson, L. 2009b. Miljöanalys av behovsanpassad gödsling på skogsmark. Slutrapport P30639-1. Energimyndigheten, Eskilstuna.
- Norström, S., 2010. Soil and stream water chemistry in a boreal catchment – interactions, influences of dissolved organic matter and effects of wood ash application. Doctoral Thesis 99, Mittuniversitetet, Sundsvall.
- Noss, R.F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach. *Conservation Biology* 4: 355-364.
- Nyberg, P. 2001. Skyddsridåer efter vattendrag (SILVA), Fiskeriverket informerar, FINFO 2001:6. Fiskeriverket, Göteborg.
- Ohlson, M., Söderström, L., Hörnberg, G., Zackrisson, O. & Herrmansson, J. 1997. Habitat qualities versus long-term continuity as determinants of biodiversity in boreal old-growth swamp forests. *Biological conservation* 81: 221-231.
- Olsson, B.A. 1999. Effects of biomass removal in thinnings and compensatory fertilization on exchangeable base cation pools in acid forest soils. *Forest Ecology and Management* 122: 29-39.
- Olsson, B.A. & Kellner, O. 2002. Effects of soil acidification and liming on ground flora establishment after clear-felling of Norway spruce in Sweden. *Forest Ecology and Management* 158: 127-139.
- 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., Staaf, H., Lundquist, H., Bengtsson, J. & Rosén, K. 1996. Carbon and nitrogen in coniferous forest soils after clear-felling and harvest of different intensity. *Forest Ecology and Management* 82: 19-32.
- Olsson, M., Rosén, K. och Melkerud, P-A. 1991. Regional modeling of base cation losses from Swedish forest soils due to whole-tree harvesting. *Applied Geochemistry, Suppl.*, 2, 189–194.
- Palviainen, M., Finér, L., Laiho, R., Shorohova, E., Kapitsa, E. & Vanha-Majamaa, I. Under tryckning. Carbon and nitrogen release from decomposing Scots pine, Norway spruce and silver birch stumps. *Forest Ecology and Management*.
- Pearce, M.H. & Malajczuk, N. 1990. Stump colonization by *Armillaria luteohubalina* and other wood decay fungi in an age series of cut-over stumps in karri (*Eucalyptus diversicolor*) regrowth forests in south-western Australia. *New Phytologist* 115: 129-138.
- Perkiömäki, J. & Fritze, H. 2002. Short and long-term effects of wood ash on the boreal forest humus microbial community. *Soil Biology and Biochemistry* 34: 1343–1353.

- Perkiömäki, J. 2004. Wood ash use in coniferous forests – a soil microbiology study into the potential risk of cadmium release. Doktorsavhandling. Helsingfors Universitet, Helsingfors.
- Persson, T. 2005. Effekter av vedaska på biologisk mångfald hos markfaunan. Projekt rapport P 13726. Energimyndigheten, Eskilstuna.
- Persson, T., Ahlström, K. & Lindberg, N. 2005. Effekter av grotuttag på biologisk mångfald hos markfaunan. Slutrapport P13725-1. Energimyndigheten, Eskilstuna.
- Persson, T., Lenoir, L., Malmström, A. & Taylor, A. 2009. Är murkna stubbar hotspots för skogens biologiska mångfald? Slutrapport P30475-1. Energimyndigheten, Eskilstuna.
- Pitman, R.M. 2006. Wood ash use in forestry – a review of the environmental impacts. *Forestry* 79: 563-588.
- Porvari, P., Verta, M., Munthe, J. & Haapanen, M. 2003. Forestry practices increase mercury and methyl mercury output from boreal forest catchments. *Environmental Science & Technology* 37: 2389-2393.
- Proe, M.F., Cameron, A.D., Dutch, J. & Christodoulou, X.C. 1996. The effect of whole-tree harvesting on the growth of second rotation Sitka spruce. *Forestry* 69: 389-401.
- Rabinowitsch-Jokinen, R. 2007. Immediate effects of logging, mounding and stump harvesting on coarse woody debris and epixylic species in managed Norway spruce stands in southern Finland. Pro gradu, Silviculture. University of Helsinki, Helsingfors.
- Rayner, A.D.M., Boddy, L. 1988. Fungal decomposition of wood: its biology and ecology. John Wiley, New York.
- Renvall, P. 1995. Community structure and dynamics of wood-rotting Basidiomycetes on decomposing conifer trunks in northern Finland. *Karstenia* 35: 1-51.
- Repo, A., Tuomi, M., Liski, J. 2011. Indirect carbon dioxide emissions from producing bioenergy from forest harvest residues. *Global Change Biology Bioenergy*, 3(2) 107–115.
- Ring, E., Högbom, L. & Nohrstedt, H-Ö. 2001. Effects of brush removal after clear felling on soil and soil-solution chemistry and field-layer biomass in an experimental nitrogen gradient. *The Scientific World Journal*, 1: 457–466.
- Ring, E., Jacobson, S. & Nohrstedt, H.O. 2006. Soil-solution chemistry in a coniferous stand after adding wood ash and nitrogen. *Can. J. For. Res.-Rev. Can. Rech. For.* 36: 153-163.
- Ring E., Löfgren S., Sandin L., Högbom L. and Goedkoop W. 2008. Skogsbruk och vatten, En kunskapsöversikt. *Skogforsk Redogörelse* 3, 64. Skogforsk, Uppsala.
- Rudolphi, J. & Caruso, A. 2010. Stubbrytningens effekter på artdiversitet av mossor, lavar, svampar och insekter. Slutrapport P30654-1. Energimyndigheten, Eskilstuna.

- Rudolphi J., Caruso A., von Cräutlein M., Laaka-Lindberg S., Ryömä R., Berglund H. 2011. Relative importance of thinned and clear-cut stands for bryophyte diversity on stumps. *Forest Ecology and Management* 261: 1911-1918.
- Rudolphi, J. & Gustafsson, L. 2005. Effects of forest-fuel harvesting on the amount of deadwood on clearcuts. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20: 235-242.
- Rydin, H. & Jeglum, J. 2006. *The biology of peatlands*. Oxford University Press. Oxford.
- Saarsalmi, A., Kukkola, M., Moilanen, M. & Arola, M. 2006. Long-term effects of ash and N fertilization on stand growth, tree nutrient status and soil chemistry in a Scots pine stand. *Forest Ecology Management* 235: 116-128.
- Sahlin, E. & Ranius, T. 2009. Habitat availability in forests and clearcuts for saproxylic beetles associated with aspen. *Biodiversity and Conservation* 18: 621-638.
- Scott, D.A. & Dean, T.J. 2006. Energy trade-offs between intensive biomass utilization, site productivity loss, and ameliorative treatments in loblolly pine plantations. *Biomass & Bioenergy* 30: 1001-1010.
- Shorohova, E., Kapitsa, E. & Vanha-Majamaa, I. 2008. Decomposition of stumps 10 years after partial and complete harvesting in a southern boreal forest in Finland. *Canadian Journal of forest Research* 38: 2414-2421.
- Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins* 49: 11-41.
- Sikström, U., Jacobson, S., Johansson, U. Kukkola, M., Saarsalmi & A. Holt-Hansen, K. 2009a. Långtidseffekter på skogsproduktion efter askåterföring och kalkning – en pilotstudie med preliminära resultat. Slutrapport Q6-660, Värmeforsk.
- Sikström, U., Klemedtsson, L., Björk, R.G., Ring, E., Ernfors, M., Jacobson, J. & Nilsson, M. 2009b. Miljöriktig användning av Askor. Tillförsel av aska i skog på dikad torvmark i södra Sverige – effekter på skogsproduktion, avgång av växthusgaser, torvegenskaper, markvegetation och grundvattenkemi. Värmefors rapport 1109.
- Silvola, J., Välijoki, J. & Aaltonen, H. 1985. Effect of draining and fertilization on soil respiration at three ameliorated peatland sites. *Acta. For. Fenn.* 191: 1-32.
- Skogsstyrelsen. 2001a. Rekommendationer vid uttag av skogsbränsle och kompensationsgödsling. Meddelande 2001-2. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Skogsstyrelsen. 2001b. Kontrollinventering av nyckelbiotoper år 2000. Meddelande 2001-3. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Skogsstyrelsen. 2001c. Åtgärder mot markförsurning och för ett uthålligt brukande av skogsmarken. Meddelande 2001-4. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Skogsstyrelsen. 2002a. Skog för naturvårdsändamål uppföljning av frivilliga avsättningar, områdesskydd samt miljöhänsyn vid föryngringsavverkning. Meddelande 2002-2. Skogsstyrelsen, Jönköping.

- Skogsstyrelsen. 2002b. Skogsmarksgödsling – effekter på skogshushållning, ekonomi, sysselsättning och miljön. Meddelande 2002-6. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Skogsstyrelsen. 2007a. Kvävegödsling av skogsmark. Meddelande 2007-2. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Skogsstyrelsen. 2007b. Fördjupad utvärdering av Levande skogar. Meddelande 2007-4. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Skogsstyrelsen. 2008a. Rekommendationer vid uttag av avverkningsrester och askåterföring. Meddelande 2-2008. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Skogsstyrelsen. 2008b. Miljöanalys – Stubbskörd. Inkom till Skogsstyrelsen den 21 oktober 2008. Stencil daterad 2008-10-19. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Skogsstyrelsen. 2008c. Skogliga konsekvensanalyser 2008 – SKA-VB 08. Rapport 25. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Skogsstyrelsen. 2009a. Stubbskörd - kunskapssammanställning och Skogsstyrelsens rekommendationer. Meddelande 2009:4. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Skogsstyrelsen. 2009b. Skogsstatistisk årsbok 2009. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Smits, M., Hoffland, E., Jongmans, A. & van Breemen, N. 2005. Contribution of mineral tunneling of total feldspar weathering. *Geoderma* 125: 59-69.
- Smolander, A., Levula, T. & Kitunen, V. 2008. Response of litter decomposition and soil C and N transformations in a Norway spruce thinning stand to removal of logging residue. *Forest Ecology and Management* 256: 1080-1086.
- Spitzer, K. & Danks, H. V. 2006. Insect biodiversity of boreal peat bogs. *Annual Review of entomology* 51: 137-161.
- StAAF, H. & Olsson, B.A. 1994. Effects of slash removal and stump harvesting on soil water chemistry in a clearcutting in SW Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 9: 305-310.
- Steenari, B.-M., Karlsson L.G. & Lindqvist, O. 1999. Evaluation of the leaching characteristics of wood ash and the influence of ash agglomeration. *Biomass and Bioenergy* 16: 119–136.
- Stenlid, J. 2008. Population biology of forest decomposer basidiomycetes. I "Ecology of saprotrophic basidiomycetes". Boddy, L., Frankland, J.C., van West, P. (red.). Academic Press. 372 s.
- Strengbom, J. & Nordin, A. 2008. Commercial forest fertilization cause long-term residual effects in ground vegetation of boreal forests. *Forest Ecology and Management*. 256: 2175-2181.
- Strengbom, J., Nordin A., Näsholm T. & Ericson L. 2001. Slow recovery of boreal forest ecosystem following decreased nitrogen input. *Functional Ecology* 15: 451-457.
- Strengbom, J., Nordin, A., Näsholm, T. & Ericson, L. 2002. Parasitic fungus mediates change in nitrogen-exposed boreal forest vegetation. *Journal of Ecology* 90: 61-67.

- Strengbom, J., Walheim, M., Näsholm, T. & Ericson, L. 2003. Regional differences in occurrence of understorey forest species reflects differences in N deposition. *Ambio* 32: 91-97.
- Strömgren, M. 2009. Kort- och långsiktiga effekter på markkolet vid stubbrytning. Slutrapport av projekt 30474-1. Energimyndigheten, Eskilstuna.
- Strömgren, M., Egnell, G. och Olsson, B.A. Manuskript. Carbon stocks in four forest stands in Sweden 25 years after harvesting of slash and stumps.
- Sverdrup, H. & Warfvinge, P. 1995. Estimating field weathering rates using laboratory kinetics. In: White, A.F., Brantly, S.L. (Eds.), *Chemical Weathering of Silicate Minerals*, vol. 31, pp. 485–541. Mineralogical Society of America, Washington, DC (Reviews in Mineralogy).
- Sverdrup, H., Martinson, L., Alveteg, M., Moldan, F., Kronnäs, V. & Munthe, J. 2005. Modeling recovery of Swedish Ecosystems from acidification. *Ambio* 34, 25-31.
- Sverdrup-Thygeson, A. & Ims, R.A. 2002. The effect of forest clearcutting in Norway on the community of saproxylic beetles on aspen. *Biological Conservation* 106: 347-357.
- Sörensen, R., Meili, M., Lambertsson, L., Von Brömssen, C. & Bishop, K. 2009. The effects of forest harvest operations on mercury and methylmercury in two boreal streams: relatively small changes in the first two years prior to site preparation. *Ambio*, 38, 364–372.
- Tamm, C.O. 1991. *Nitrogen in Terrestrial Ecosystems*. Ecological Studies 81. Springer-Verlag. Berlin.
- Tan, X., Curran, M., Chang, S. & Maynard, D. 2009. Early Growth Responses of Lodgepole Pine and Douglas-Fir to Soil Compaction, Organic Matter Removal, and Rehabilitation Treatments in Southeastern British Columbia. *Forest Science* 55: 210-220.
- Taylor, A.F.S. & Finlay, R.D. 2003. Effects of liming and ash application on below ground ectomycorrhizal community structure in two Norway spruce forests. *Water Air Soil Pollution Focus* 3: 1–14.
- Thelin G. 2006. Askåterföring till gran- och bokbestånd – effekter på näring, tillväxt, kvävedynamik och kolbalans. Värmeforsk, Rapport 965 0-46.
- Thiffault, E., Hannam, K.D., Paré, D., Titus, B.D., Hazlett, P.W., Maynard, D.G. & Brais, S. 2011. Effects of forest biomass harvesting on soil productivity in boreal and temperate forests — A review. *Environmental Review* 19: 278-309.
- Thiffault, E., Pare, D., Belanger, N., Munson, A. & Marquis, F. 2006. Harvesting intensity at clear-felling in the boreal forest: Impact on soil and foliar nutrient status. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70, 691-701.
- Thorsén, Å. och Björheden, R. (Red.). 2011. *Skogen – En växande energikälla. Sammanfattande rapport från Effektivare Skogsbränslesystem 2007 – 2010*. Skogforsk. Uppsala.

- Titus, B.D., Roberts, B.A. & Deering, K.W. 1998. Soil solution concentrations on three white birch sites in Central Newfoundland following different harvesting intensities. *Biomass and Bioenergy*, 13, 313–330.
- Toljander, Y. K., Lindahl, B. D., Holmer, L. & Högberg, N. O. S. 2006. Environmental fluctuations facilitate species co-existence and increase decomposition in communities of wood decay fungi. *Oecologia* 148: 625-631.
- United Nations, Economic and social council. 2007. Recent results and updating of scientific and technical knowledge – Workshop on effects of low-level nitrogen deposition. Stockholm, 29-30 March 2007.
- van Breemen, N., Finlay, R., Lundström, U., Jongmans, A., Giesler, R. & Olsson, M. 2000. Mycorrhizal weathering: A true case of mineral plant nutrition. *Biogeochemistry* 49: 53-67.
- van Breemen, N., Mulder, J. & Driscoll, C.T. 1983. Acidification and alkalinization of soils. *Plant and Soil*, 75, 283–308.
- Vasaitis, R., Stenlid, J., Thomsen, I.M., Barklund, P. & Dahlberg, A. 2008. Stump removal to control root rot in forest stands. A literature study. *Silva Fennica* 42: 457-483.
- Vasaitis, R., Stenlid, J., Thomsen, I. M., Barklund, P. & Dahlberg, A. 2008. Stump Removal to Control Root Rot in Forest Stands. A Literature Study. *Silva Fennica* 42: 457-483.
- Vasander, H., Laiho, R. & Laine, J. 1997. Changes in species diversity in peatlands drained for forestry. Från: Trettin, C.C. (Red.). Northern forested wetlands: Ecology and management. Sid. 109–119. CRC press, Boca Raton.
- Vasiliauskas, R., Juška, E., Vasiliauskas, A. & Stenlid, J. 2002. Community of Aphyllophorales and root rot in stumps of *Picea abies* on clear-felled forest sites in Lithuania. *Scandinavian Journal of Forest Research* 17: 398-407.
- Vávřová, P., Penttilä, T. & Laiho, R. 2008. Decomposition of Scots pine fine woody debris in boreal conditions: implications for estimating carbon pools and fluxes. *Forest Ecology and Management* 257: 401-412.
- Victorsson, J. 2009. Community assembly and spatial ecology of saproxylic coleopteran. Doktorsavhandling. Uppsala Universitet, Uppsala.
- von Hofsten, H. 2006. Maskinell upptagning av stubbar – möjligheter och problem. Arbetsrapport Nr 621. Skogforsk, Uppsala.
- von Sydow, F. & Birgersson, G. 1997. Conifer stump condition and pine weevil (*Hyllobius abietis*) reproduction. *Canadian Journal of Forest Research* 27: 1254-1262.
- von Sydow, F. 1993. Fungi occurring in the roots and basal parts of one- and two-year-old spruce and pine stumps. *Scandinavian Journal of Forest Research* 8: 174-184.
- Väisänen, R.A. & Rauhala, P. 1983. Succession of land bird communities on large areas of peatland drained for forestry. *Annales Zoologici Fennici* 20: 115-127.

- Walmsley, J.D., Jones, D.L., Reynolds, B., Price, M.H. & Healey, J.R. 2009. Whole tree harvesting can reduce second rotation forest productivity. *Forest Ecology and Management* 257: 1104-1111.
- Walsmley, J.D. & Godbold, D.L. 2010. Stump harvesting for bioenergy – A review of the environmental impacts. *Forestry* 83. Doi:10.1093/forestry/cpp028.
- Wall, A. 2008. Effect of removal of logging residue on nutrient leaching and nutrient pools in the soil after clearcutting in a Norway spruce stand. *For. Ecol. Manage.* 256: 1372-1383.
- Wallander, H., 2010. Ektomykorrhizasvampars betydelse för kolackumulering och kväveläckage i intensivodlade skogar. Slutrapport 30490-1. Energimyndigheten, Eskilstuna.
- Wang, P., Olsson, B.A., Arvidsson, H. & Lundkvist, H. 2010. Short-term effects of nutrient compensation following whole-tree harvesting on soil and soil water chemistry in a young Norway spruce stand. *Plant and Soil*, 336:323-336.
- Westling, O., Örländer, G. & Andersson, I. 2004. Effekter av askåterföring till granplanteringar med riståkt. Rapport B1552. IVL, Stockholm.
- Wieder, R. K. & Vitt, D. H. 2006. Boreal Peatland ecosystems. *Ecological studies* 188. Springer. Berlin.
- Wihersaari M (2005) Greenhouse gas emissions from final harvest fuel chip production in Finland. *Biomass & Bioenergy* 28: 435-443.
- Woodward, S. 1998. *Heterobasidion annosum: biology, ecology, impact and control*. CAB International, Wallingford.
- Zabowski, D., Chambreau, D., Rotramel, N. & Thies, W.G. 2008. Long-term effects of stump removal to control root rot on forest soil bulk density, soil carbon and nitrogen content. *For. Ecol. Manage.* 255: 720-727.
- Zetterberg, T. 2009. Upprätthållandet av tre askförsök i södra Sverige samt en redovisning över bäckvattenkemiska effekter 1991–2008. Rapport B1823. IVL, Göteborg.
- Zetterberg, T., Kronnäs, V. & Hellsten, S. 2008. Helträdsuttag i samband med gallring/röjning och föryngringsavverkning. Påverkan på markvattnet och modellerad försurningskvalitet. Rapport B1772. IVL, Göteborg.
- Zetterberg, T. & Olsson, B. 2011. Long-term effects of clear-cutting and biomass removal on soil water chemistry at three coniferous sites in Sweden. Report B1959. IVL, Stockholm.
- Ågren, G., Hyvönen, R. & Nilsson, T. 2008. Are Swedish forest soils sinks or sources for CO₂ — model analyses based on forest inventory data. *Biogeochemistry* 89, 233-256.
- Ågren, G., Svensson, M., och Olsson, M. 2010. Carbon balances and biofuel production at land use changes Swedish Energy Agency. Final report, project 32273-1. SLU, Uppsala.

- Åkerblom, S. & Johansson, K. 2008. Kvicksilver i svensk insjöfisk – variationer i tid och rum. Rapport 2008:8, Institutionen för miljöanalys. SLU, Uppsala.
- Åhman, B. 2005. Utveckling, övervakning och åtgärder när det gäller radioaktivt cesium i renar efter Tjernobylolyckan, SSI Rapport 2005:17, Statens strålskydds-institut, Solna.
- Åström, M. 2006. Aspects of heterogeneity: effects of clear-cutting and post-harvest extraction of bioenergy on plants in boreal forests. Doktorsavhandling. Umeå Universitet, Umeå.
- Åström, M., Dynesius, M., Hylander, K. & Nilsson, C. 2005. Effects of slash harvest on bryophytes and vascular plants in southern boreal forest clearcuts. *Journal of Ecology* 42: 1194-1202.
- Åström, M., Dynesius, M., Hylander, K. & Nilsson, C. 2007. Slope aspect modifies community responses to clear-cutting in boreal forests. *Ecology* 88: 749-758.
- Ökland, B., Bakke, A., Hagvar, S. & Kvamme, T. 1996. What factors influence the diversity of saproxylic beetles? A multiscaled study from a spruce forest in southern Norway. *Biodiversity and Conservation* 5: 75-100.
- Öhman, F. 2009. Miljösystemanalys av hur skogsklädd torvmark ska hanteras. Examensarbete vid inst. för mark och miljö. SLU, Uppsala.

Bilaga 1

Biodiversitetsstudier inom det pågående forskningsprogrammet som citeras i kunskapssammanställningen och i Tabell 10:4.

| Aspekt Nr. | Forskare | Läro- säte | Projekttitel och forskningsinriktning | Plan slut- rapport |
|---|-------------------------------|---------------|--|--------------------------|
| Arter – stubbar | | | | |
| (projekt 1-9 och 12-14 ingår även i SLUs TEMA program "Stubbskörd och miljöeffekter") | | | | |
| 1. | Håkan Berglund | SLU | <i>Stubbar och toppar - deras betydelse för bevarande av vedberoende arter. Kartlägger hur förekomsten av vedsvampar (tickor) varierar mellan olika typer av död ved, mellan solexponerade respektive beskuggade miljöer samt mellan regioner med olika skogsbrukshistorik. Utreder även hur stor andel av enskilda arters substrattillgång som utgörs av stubbar. Mossors förekomst på stubbar undersöks i gallringsskog och på hyggen.</i> | 2010 |
| 2. | Joakim Hjältén, Mats Dynesius | " | <i>En kvantitativ uppskattning av stubbars betydelse för vedlevande arter och hur denna betydelse varierar i landskapet. Kartlägger hur förekomsten av mossor, svampar och insekter varierar mellan olika typer av död ved samt inom och mellan bestånd (fuktig och torr mark, syd- och nordvända sluttningar). Utreder även stubbars betydelse som överlevnadspunkt (mikrohabitat) för sällsynta skogsmossor på hyggen samt hur stor andel av enskilda arters substrattillgång som utgörs av stubbar.</i> | 2010/11 |
| 3. | Joakim Hjältén | " | <i>Stubbars betydelse för bevarande av vedlevande insekter. Kartlägger förekomsten av insekter i olika typer av död ved (avverkningsstubbar, högstubbar och lågor) på hyggen.</i> | 2009 |
| 4. | Mats Jonsell | " | <i>Insektsdiversitet i stubbar av gran – kunskap om stubbuttagens miljöeffekter. Jämför förekomsten av skalbaggar i stubbar och lågor av olika trädslag (gran, tall, björk och asp), av olika grovlek (15-25 cm respektive >35 cm) och av olika ålder (en vegetationsperiod/sommar respektive 4-5 år gammal ved).</i> | 2009 |
| 5. | Jörgen Rudolph m.fl. | " | <i>Stubbuttagens effekter på artdiversiteten av mossor, lavar, svampar och insekter. Kartlägger arters förekomst på/i stubbar och andra typer av död ved på olika avstånd från tänkbara spridningskällor – så kallade "nyckelbiotoper" – i Uppland och Hälsingland. Provtagning sker i skuggiga sydändar av hyggen/ungskogsbestånd. Utifrån bedömningar av vedlevande arters substrat- och habitatkrav och kunskap om vedmängder i skogslandskap utreds även hur stor andel av enskilda arters substrattillgång som utgörs av stubbar.</i> | 2010 |

fortsättning.

| Aspekt Nr. | Forskare | Läro- säte | Projekttitel och forskningsinriktning | Plan slut- rapport |
|-----------------|-----------------------|---------------|--|--------------------------|
| Arter – stubbar | | | | |
| 6. | Göran Thor | SLU | <i>Lavar på granstubbar - hur skulle de påverkas av stubbtäkt? Kartlägger lavfloran på unga (4-5 år) och gamla (16-18 år) granstubbar i boreanemoral (Östergötland) och sydligt boreal (Dalarna) vegetationszon. Samlar även in data från andra typer av död ved för att skatta vedberoende lavarters populationsstorlekar och bedöma hur stor andel av arternas populationer som försvinner vid stubbskörd.</i> | 2010/11 |
| 7. | Rimvydas Vasiliauskas | “ | <i>Påverkan av stubbuttag på mångfald av svampar samt förekomsten av rötsvampar och rötskador. Sammanställer kunskap om svampar som förekommer i stubbar. Kartlägger även artdiversiteten i olika grova stubbar och i stubbar i gallringsskog och på hyggen. Förekomsten av svampar i stubbar undersöks bland annat med DNA teknik. Även effekten av stubbuttag på mykorrhizasvamp kartläggs.</i> | 2009/10 |
| 8. | Rimvydas Vasiliauskas | “ | <i>Stubbuttag – effekter på rotträta och mångfald av svampar. Genomförde en kunskapssammanställning om effekter på rotträta (Vasiliaskas m.fl. 2008). Följer upp ÄLDRE svenska och danska stubbuttagsförsök för att kvantifiera hur mycket rotfrekvensen av rotficka och honungsskivling minskar. Bland annat används DNA teknik vid identifiering.</i> | 2009/10 |
| 9 | Helena Bylund | “ | <i>Ger stubbuttag färre snytbaggar och bättre plantöverlevnad? Kartlägger populationsutveckling av snytbagge på hyggen med och utan stubbuttag för att utvärdera om stubbuttag minskar snytbaggeskador på barrträdplantor. Kvantifierar anlockningen till stubbrutna respektive konventionella hyggen samt snytbaggeproduktionen i kvarlämnade intakta stubbar samt i rotrester från uppdragna stubbar.</i> | 2010/11 |

fortsättning.

| Aspekt Nr. | Forskare | Lärosäte | Projekttitel och forskningsinriktning | Plan slut-rapport |
|--|----------------------------------|----------|--|-------------------|
| Arter – lövdominerad skog i södra Sverige | | | | |
| 10.a. | Frank Götmark | Göteborg | <i>Biobränsle från lövdominerad skog: uttagsnivå och relation till biologisk mångfald på dödved.</i> Genomför en kunskapsmanstallning och framställer rapport med praktiska rekommendationer för biobränsleuttag (gallring) i sydsvenska lövrika bestånd, intressanta även för naturvård. | 2009 |
| 10.b. | Heidi Paltto | Skövde | <i>Mångfald av markmossor i ekrika lövskogar – effekter av biobränsleuttag.</i> Kartlägger respons bland markmossor vid gallring (biobränsleuttag) i sydsvenska lövrika bestånd, intressanta även för naturvård. Kartläggning av förekomst före och 1-2 efter biobränsleuttaget samt i opåverkade referensbestånd. | 2009 |
| 10.c. | Björn Nordén | Göteborg | <i>Gynnans lavfloran på stora ekar av bränsleuttag på 30 % av grundytan? En experimentell långtidsstudie.</i> Undersöker respons hos lavar på ekar vid gallring (biobränsleuttag) i sydsvenska lövrika bestånd, intressanta även för naturvård. Kartläggning av förekomst före och 6-7 efter biobränsleuttag samt i opåverkade referensbestånd. | 2010 |
| Processer (funktionella organismgrupper) – GROT och stubbar | | | | |
| 11. | Arne Albrektsson, Tord Magnusson | SLU | <i>Stubbuttagens långsiktiga påverkan på ekosystem och avrinningsvatten.</i> Undersöker fältvegetationen på 20 hyggen som stubbröts 1977-89 samt på 20 obrutna referenshyggen i det så kallade Mackmyraområdet. Även vegetationsförändringar vid små vattendrag kartläggs. Insekter fångas i fallfällor, fönsterfällor samt i utlagd fångstved på samtliga lokaler. | 2009 |
| 12. | Lisette Lenoir | “ | <i>(a) Effekter av GROT-uttag på biologisk mångfald hos markfaunan - uppföljning av tidigare STEM-projekt.</i> Fortsätter under 2007 och 2008 uppföljningen av markfaunans mångfald på ett hygge som avverkades 1976 (30 år gammalt; provtagning även 1997), dels i 12 provytor som erhållit dubbel ris mängd och dels 6 provytor som rensats rena på GROT (se Bengtsson m.fl. 1998). <i>(b) Långsiktiga effekter av stubbskörd på markfauna, näringsvävar och koll/kväveomsättning.</i> Kartlägger markfaunan i provytor/hyggen med och utan stubbuttag under åren 1978-86. Mäter även förråd och omsättning av kväve och kol i förna, humus och mineraljord. Beräknar ett näringsvävsindex utifrån årsproduktionen av mikroorganismbiomassa som utgör födobas för och markdjursbiomassa. | 2010/11 |

fortsättning.

| Aspekt Nr. | Forskare | Läro- säte | Projekttitel och forskningsinriktning | Plan slut- rapport |
|---------------|-----------------|---------------|--|--------------------------|
| 13. | Tryggve Persson | “ | Processer (funktionella organismgrupper) – GROT och stubbar <i>Är murkna stubbar hot-spots för skogens biologiska mångfald? Kartlägger förekomsten av funktionella markdjurgrupper i olika stubbdelar (ved, bark och rotben) i gran- och tallstubbar på 5-40 år gamla hyggen i Uppland, Gästrikland, Halland och Småland. Djurgruppernas förekomst jämförs även mellan stubbar och omgivande mark.</i> | 2010 |
| 14. | Andy Taylor | “ | <i>Sambandet mellan stubb diameter och diversiteten av evertebrater och svampar. Undersöker hur sambanden mellan stubblevande svampar och svampkonsumerande kvalster och hoppstjärter varierar mellan olika grova (10-45 cm) och olika gamla gran- och tallstubbar (5, 9 och 18 år). Svamparters förekomst identifieras med DNA teknik.</i> | 2010 |

Scenariosammanställningar SKA VB-08 och beräkningar

Skogliga konsekvensanalyser 2008 (SKA VB-08) syftar till att beräkna uttag ifrån skogen utifrån olika framtida scenarier med varierad intensitet i skogens skötsel, olika ambitionsnivå i miljövårdsarbetet och med ett förändrat klimat. Scenarioanalyserna är beräknade i Hugin-systemet, som innehåller ett antal simuleringsmodeller som gör det möjligt att skriva fram skogstillståndet samt skatta potentiell avverkning. I SKA VB-08 har man gjort simuleringar utifrån 27 delområden och fyra olika scenarier under perioden 2010-2109. Utgångstillståndet är taget från skogstillståndet 2004 (Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skoglig resurshushållning 2007). Beräkningarna avser all produktiv skogsmark (Prop 2007/08:108). Marken har delats in i tre markanvändningsklasser: formellt skydd, övrig mark avsatt för miljöändamål, samt övrig produktiv skogsmark. I övrig mark avsatt för miljöändamål ingår frivilliga avsättningar samt hänsynsytor < 0,5 ha som lämnats som miljöhänsyn vid förnygringsavverkning. Inom kategorin hänsynsytor förekommer viss naturvårdsanpassad skötsel i form av naturvårdsgallring. För mer detaljerad bakgrundsinformation hänvisas till rapporten Skogliga konsekvensanalyser 2008 (Skogsstyrelsen 2008).

Scenariobeskrivning

SKA VB-08 har använt sig av fyra olika scenarier utformade för att studera den sammanlagda effekten av en stor mängd olika åtgärder. Alla scenarier innehåller antagandet om fortsatta klimatförändringar och därmed en ökad tillväxt. Vidare har man räknat in tillväxtvinster med förädlad plantmaterial.

Nedan följer en beskrivning av scenarierna.

Referens

Scenariot Referens beskriver en utveckling utifrån nuvarande ambitioner vad gäller skogsskötsel samt beslutad miljöpolitik till år 2010, dvs. att miljö kvalitetsmålet levande skogar kommer att bli uppfyllt. En uppräkningsareal av skyddad skog har gjorts med 400 000 ha för att målet levande skogar ska tillgodoses. I hänsynsytor ingår frivilliga avsättningar och miljöhänsyn lämnade vid förnygringsavverkningar. De frivilliga avsättningarna skiljer sig något i fördelning jämfört med uppföljningen av frivilliga avsättningar för delmålet Levande skogar. Miljöhänsyn efter slutavverkning på ytor <0,5 ha utgör ca 4,5 % av den förnygringsavverkade arealen. Sammantaget ger detta en virkesproducerande areal på 20,3 miljoner ha vilket motsvarar 87,2 % av den produktiva skogsmarken (tabell 5). I scenariot avsätts 12,8 % av den produktiva skogsmarksarealen till

miljöhänsyn, varav 4,1 % utgör reservat. Utöver miljöhänsyn kan nämnas att föryngring sker med förädlat plantmaterial, att contortatall planteras årligen på 3300 ha samt att gödning sker på 25 500 ha årligen.

Tabell 5. Andelen reservat, hänsynsmark och virkesproduktion av den totala arealen produktiv skogsmark för scenariot Referens. Reservat motsvarar områden med formellt skydd. I hänsynsmark ingår generell hänsyn samt frivilliga avsättningar.

| | Reservat | Hänsynsmark | | Mark för virkesproduktion |
|-------------|----------|-------------|------------------|---------------------------|
| | | Orörd | Anpassad skötsel | |
| Norrland | 4,8% | 6,6% | 2,5% | 86,1% |
| Svealand | 3,7% | 5,3% | 2,5% | 88,5% |
| Götaland | 2,6% | 5,5% | 3,0% | 88,8% |
| Hela landet | 4,1% | 6,1% | 2,6% | 87,2% |

Miljö

Scenariot Miljö belyser skogens utveckling med miljöambitionerna höjda till en nivå som anses krävas för att de övergripande miljökvalitetsmålen, framför allt Levande skogar uppfylls ned råge. Det innebär att scenariot har högre miljöambitioner än Miljömålsrådets förslag till delmål till 2020. Ambitionerna i skogsskötsel är på samma nivå som i scenariot Referens. De miljöfaktorer som förändrats i förhållande till scenariot Referens handlar om ökad areal formellt och frivilligt skydd, satsning på restaurering av skog samt ökad hänsyn mot sjöar och vattendrag i form av funktionella kantzoner. Ytterligare hänsyn handlar om att alla föryngringsavverkningar skall klara Skogsstyrelsens rådgivningsnivå (fler evighetsträd och större hänsynsytor) samt att särskild hänsyn till områden med höga kulturvärden och tätortsnära skog tas. Sammantaget kommer miljöhänsyn att ta 21,2 % av skogsmarksarealen, varav 8,1 % utgörs av reservat. De återstående 78,8 % av skogsmarksarealen ägnas åt virkesproduktion (tabell 6). Det motsvarar en minskning av virkesproduktionsarealen med ca 2 miljoner ha i förhållande till scenario Referens.

Tabell 6. Andelen reservat, hänsynsmark och virkesproduktion av den totala arealen produktiv skogsmark för scenariot Miljö. I reservat ingår formellt skyddad mark, hänsyn till kulturmiljöer samt tätortsnära skogar och restaureringsskogar. I hänsynsmark ingår kantzoner mot vattendrag, generell hänsyn samt frivilliga avsättningar.

| | Reservat | | Hänsynsmark | | Mark för virkesproduktion |
|-------------|----------|------------------|-------------|------------------|---------------------------|
| | Orörd | Anpassad skötsel | Orörd | Anpassad skötsel | |
| Norrland | 7,9% | 0,6% | 7,5% | 5,4% | 78,6% |
| Svealand | 6,3% | 1,1% | 6,0% | 7,2% | 79,4% |
| Götaland | 5,4% | 2,3% | 6,0% | 7,6% | 78,6% |
| Hela landet | 7,0% | 1,1% | 6,8% | 6,3% | 78,8% |

Produktion

Scenariot Produktion syftar till att belysa potentialen för och effekterna av en ökad virkesproduktion givet rimliga men höga investeringsnivåer i skogsbruket. Miljöambitionerna och är på samma nivå som i Referens. Det innebär att scenariot Produktion jämfört med scenariot Referens enbart ger nya förutsättningar för skogens skötsel på marken för virkesproduktion. Produktionshöjningen sker genom: 1) Nya åtgärder inom föryngring och röjning. 2) Fyrdubbling av årlig gödslingsareal med traditionell gödsling (200 000 ha/år). 3) Successivt införande av behovsanpassad gödsling (BAG). Om 50 år är 1,1 miljoner ha föremål för BAG. 4) Årlig plantering av contortatall ökar med 7 gånger i förhållande till scenariot Referens (20 000 ha/år) vilket ger en fördubbling av arealen contortatall inom 20 år.

Miljö + Produktion

Scenariot Miljö + Produktion syftar till att belysa utvecklingen förutsatt både ökade miljöambitioner och rimliga men höga investeringsnivåer i skogsbruket för att öka produktionen. Scenariot innebär en sammanslagning av förutsättningarna för scenarierna Miljö och Produktion. Skogsvårds- och produktionsambitioner har tagits från scenariot Produktion, medan fördelningen av totala skogsmarksarealen på markanvändningsklasser samt antalet evighetsträd vid föryngringsavverkning baseras på scenariot Miljö.

Dagens fördelning

För att bättre kunna jämföra utfallet av de olika scenarierna har vi försökt samla ihop data om tillståndet i Sverige idag med avseende på områdesskydd samt skörd av skogsbränsle. För områdesskydd är det formella skyddet väl dokumenterat. Sämre är det med frivilliga avsättningar som bygger på en uppskattning utifrån arealer som är under PEFC- eller FSC-certifiering och de krav som ställs. Hänsynsmarker som lämnas vid generell hänsyn finns inte med i tabellen (tabell 7).

Tabell 7. Fördelning av formellt skydd och frivilliga avsättningar på Sveriges produktiva skogsmark. I formellt skydd ingår nationalparker, reservat, biotopskydd samt områden med naturvårdsavtal. Frivilliga avsättningar är en uppskattning baserat på markägare under olika former av certifiering. Från skogsstatistisk årsbok 2010, Skogsstyrelsen.

| | Formellt skydd | Skogsbrukets frivilliga avsättningar | Resterande areal |
|-------------|----------------|--------------------------------------|------------------|
| Norrland | 4,4% | 6,0% | 89,6% |
| Svealand | 2,4% | 3,9% | 93,7% |
| Götaland | 1,9% | 3,7% | 94,3% |
| Hela landet | 3,4% | 5,0% | 91,6% |

Vad gäller skörd av grot och stubbar är statistiken väldigt bristfällig. Det finns kunskap om hur mycket som förbränns i anläggningar. Med då är skogsbränslena redan uppblandade med både flis från sågverk och hushållsavfall. Det finns långt gångna förslag på att förbättra den officiella statistiken så att det går att skilja ut skogsbränslen ifrån hushållsavfall. Men innan det är gjort får vi hålla till godo med Skogsstyrelsens statistik på avverkningsanmälningar. Dessa har nackdelen att de inte speglar vad som faktiskt har utförts, utan endast vad som planerats. Precisionen för faktisk areal är därför relativt dålig. Däremot kan statistiken ge information om trender. Genom att jämföra med Riksskogstaxeringens beräkningar av avverkning så kan man få en bild av hur stor del av avverkningsanmälningarna som verkligen avverks. Under 2008 avverkningsanmäldes 209 000 ha i hela landet. Avverkningar enligt Riksskogstaxeringen ligger 33 % lägre än arealen för avverkningsanmälningar. Av avverkningsanmälningarna anmäldes grotuttag på 40,7 %, men inga stubbuttag. Under 2009 avverkningsanmäldes 216 000 ha, medan avverkningsarealen från Riksskogstaxeringen är 21,3 % lägre. Under 2009 innehöll 53,2 % av avverkningsanmälningarna uttag av grot och 2,3 % innehöll anmälan om stubbuttag. Skogsstyrelsen gjorde en uppskattning av energivärdet i 2007 års grotskörd till 7,1 TWh.

Beräkningar baserat på SKA VB-08

Siffror från SKA VB-08 har använts för att beräkna skogsbränslemängder, bidrag av C och död ved med olika uttagningsintensitet i de olika scenarierna. Torrsustans (TS) har tagits direkt från SKA VB-08. Grotuttag antas ske vid alla former av avverkning. Ett grotuttag på 100 % innebär att all den grot som produceras vid föryngringsavverkning, 1:a gallring samt övrig gallring tas ut, utan varken miljö- eller tekniska restriktioner med avseende på grotuttag. Stubbuttag antas endast vara aktuellt vid föryngringsavverkning. Ett stubbuttag på 100 % innebär att alla stubbar som produceras vid en föryngringsavverkning tas ut, utan varken miljö- eller tekniska restriktioner med avseende på stubbuttag. I SKA VB-08 finns beräkningar för stubbuttag endast för scenario Referens men inte för

övriga scenarier. Vi har därför räknat fram stubbuttag genom att multiplicera årligt stamuttag inklusive bark från föryngringsavverkningar med 0,42. Detta värde räknades fram som ett medelvärde av kvoten mellan stubbuttag och stamuttag plus bark för scenario Referens i SKA VB-08. Eftersom vi ville använda samma beräkningsmetod för alla scenarier, räknade vi fram ett nytt värde även för scenario Referens. Det gör att våra värden av stubbuttag och TWh skiljer sig något från scenario Referens i SKA VB-08. SKA VB-08 anger att 1 ton TS motsvarar 4,9 MWh (värmevärde vid 42 % fukthalt). Det innebär att tusen ton TS motsvarar 0,0049 TWh. För att få mängd C multipliceras ton TS med 0,5.

Årlig areal som påverkas av grottuttag är summan av den areal som årligen varit föremål för föryngringsavverkning eller gallring. Årlig areal för stubbuttag motsvarar årlig areal föryngringsavverkning. Andelen areal som påverkas varje år beräknas utifrån total produktiv skogsmarksareal, som är densamma för alla scenarier. För många av de organismer som nyttjar färsk död ved är stubben intressant längre än ett år. Därför har andel av skogsmarksarealen som påverkas av grot- respektive stubbuttag under fem år beräknats.

Årlig produktion av färsk död ved är summan av kvarlämnade stubbar vid föryngringsavverkningar och den årliga naturliga avgången. Eftersom rödlistade arter föredrar grövre död ved har en uppskattning gjorts av mängden död ved grövre än 10 cm i diameter. För stubbar innebär det ett avdrag på 40 % för rotdelar mindre än 10 cm i diameter, samt ved under jord. De övriga 60 % utgörs av ved grövre än 10 cm i diameter ovan jord. Dessa procentsatser baserar sig på beräkningar av Hakkila (1976) som undersökt olika fraktioner av gran- och tallstubbar. I SKA VB-08s naturliga avgångar ingår alla dimensioner av stamdelar utan stubbe, m³sk. I våra beräkningar låter vi SKA VB-08s naturliga avgångar motsvara årlig avgång av grov död ved inklusive stubbar.

Årlig färsk död ved är ett mått med begränsat värde sett utifrån ett ekologiskt perspektiv, dels eftersom många organismer nyttjar död ved under flera år, dels att nedbrytningshastigheten varierar från norr till söder. Riksskogstaxeringen samlar data på hård död ved med en diameter på minst 10 cm. Dessa värden har använts för att beräkna död ved i landskapet idag och i framtiden. Ett korrigeringsvärde har räknats fram genom att dividera årlig avgång från SKA VB-08 med mängden hård död ved i olika landsdelar från Riksskogstaxeringen. Detta värde har sedan multiplicerats med årlig naturlig avgång från SKA VB-08 för att få fram den ackumulerade mängden hård död ved per ha. Beräkningar av framtida mängd död ved från SKA VB-08 har dock sina begränsningar, då den naturliga avgången i framtiden är kraftigt överskattad. En orsak till detta är att simuleringsprogrammet Hugin har svårt att hantera bestånd med fri utveckling. Det gör att de absoluta talen av död ved i framtiden är orealistiska. Det går alltså inte att jämföra dagens mängd av död ved med den simulerade framtida. Men det går att titta på relationer mellan olika scenarier idag och i framtiden.

Ett hållbart energisystem gynnar samhället

Energimyndigheten arbetar för ett hållbart energisystem, som förenar ekologisk hållbarhet, konkurrenskraft och försörjningstrygghet.

Vi utvecklar och förmedlar kunskap om effektivare energi-användning och andra energifrågor till hushåll, företag och myndigheter.

Förnybara energikällor får utvecklingsstöd, liksom smarta elnät och framtidens fordon och bränslen. Svenskt näringsliv får möjligheter till tillväxt genom att förverkliga sina innovationer och nya affärsidéer.

Vi deltar i internationella samarbeten för att nå klimatmålen, och hanterar olika styrmedel som elcertifikatsystemet och handeln med utsläppsrätter. Vi tar dessutom fram nationella analyser och prognoser, samt Sveriges officiella statistik på energiområdet.

Alla rapporter från Energimyndigheten finns tillgängliga på www.energimyndigheten.se.

