

# Rapport

## Landsomfattande slytäkt – potential, hinder och möjligheter

Av Urban Emanuelsson a h, Torbjörn Ebenhard a, Lennart Eriksson b , Maria Forsberg a c , Per-Anders Hansson d, Oscar Hultåker e, Maria Iwarsson Wide f, Torgny Lind g, Daniel Nilsson d, Göran Ståhl g, Rune Andersson i

*a Centrum för biologisk mångfald, SLU/Uppsala universitet*

*b Margaretelundsbacken 10, SE-187 76 Täby*

*c Juridiska institutionen, Uppsala universitet*

*d Institutionen för energi och teknik, SLU*

*e Institutionen för skogens produkter, SLU*

*f Skogforsk*

*g Institutionen för skoglig resurshushållning, SLU*

*h Mobergavägen 19, SE-373 02 Ramdala*

*i Källstigen 14, SE-757 56 Uppsala*



### Centrum för Biologisk Mångfald

vid Sveriges Lantbruksuniversitet och Uppsala universitet, 2014

Projektet har finansierats av Energimyndigheten

# Rapport

## Landsomfattande slytäkt – potential, hinder och möjligheter

### Innehållsförteckning

1. Sammanfattning
2. Introduktion
3. Bärande vision
4. Systemavgränsning
5. Nuvarande omfattning av skörd av sly
6. Projektets genomförande - scenarier
7. Slytillgångar och geografisk fördelning
8. Grönområden i och runt tätorter
9. Entreprenörskap och sysselsättning
10. Skördesystem – teknik och ekonomi
11. Energianalys och energinetto
12. Effekter på biologisk mångfald
13. Kulturmiljöaspekter
14. Legala frågor
15. Syntes av potential, hinder och möjligheter
16. Behov av ytterligare analys och forskningsbehov
17. Slutord

#### Bilagor :

Bilaga 1. Tabeller för Bruttotillgångar och fördelning på uttagkostnader

Bilaga 2. Förslag på en simuleringsansats för skörd och hantering av sly

Bilaga 3. Intryck från en studieresa till norra Jämtland

# 1 Sammanfattning

Idag är det mycket tydligt att jorden står inför enorma utmaningar när det gäller miljö och naturresurser. Allt mer av den energi vi använder måste vara förnyelsebar t ex biobränsle, samtidigt som det gäller att inte minska arealerna för matproduktion. Dessutom är den biologiska mångfalden allt mer tillbakaträngd och nya energialternativ bör snarare hjälpa och restaurera denna avgörande resurs än att ytterligare minska den.

Sly i det svenska landskapet är en hittills ganska förbisedd resurs som verkar kunna användas mera intensivt utan att den biologiska mångfalden tar stryk. Tvärtom kan en avvägd och klok användning av slyresursen leda till restaurerad biologisk mångfald på många platser. Dessutom kan även en bra avvägd slyskörd leda till bevarande av kulturmiljöer och ett mera attraktivt landskap för rekreation.

Sly – dvs klensla träd och buskar finns i många olika miljöer. En fördel med sly är att det för det mesta kommer tillbaka av sig själv. Man behöver alltså inte plantera eller sköta om resursen. Det är bara att skörda, i motsats till t ex Salix-planteringar. Detta innebär klara fördelar ur ett klimatperspektiv då en hel del växthusgaser avgår i samband med t ex nyetablering, eller förnyelse av energiplanteringar eller normal kommersiell skogskötsel.

Dagens slyresurs fördelar sig på ett antal huvudposter. Viktigast är småbiotoper i odlingslandskapet samt åkerkanter (19,9 TWh resp 80,4 TWh) igenväxande åkrar (12,7 TWh) och vägkanter (4,9 TWh resp 108,4 TWh). För vägarna och åkerkanterna kan man räkna bredare zoner som kan skördas därav de högre siffrorna. Vidare håller många naturreservat samt betesmarker med miljöstöd stora arealer sly (44,7 TWh). Antagligen skulle stora naturvårdsvinster kunna göras om en stor del av detta sly utsattes för skörd. Vidare innehåller järnvägens kantzoner (0,7 TWh) samt kraftledningsgatorna (7,0 TWh) en hel del sly som redan idag med nödvändighet måste fällas. Tyvärr tas detta sly ej tillvara som situationen är idag. Utesluter man de relativt breda kantzonerna till väg och åker som dock antagligen kan slyskördas i många fall, så kommer man upp i en totalsiffra på motsvarande ett energivärde på 85,8 TWh. Tar man så med bredare åker och vägkanter blir siffran 274,6 TWh. Slutligen finns det en hel del sly i tätorterna och i dess omland. Detta har ej gått att så noggrant kvantifiera som de andra sly-posterna, men ligger antagligen i storleksordningen 15-20 TWh. Utifrån avverkningar i två provkommuner har den årligt möjliga uttaget satts till 0.8-1,1 TWh/år för hela Sverige.

Idag utgör den beräknade totala slyresursen i Sverige motsvarande **ca 300 TWh**. Mycket av denna resurs är dock ej tillgänglig för skörd. Mellan **60-100 TWh** kan antagligen vara tillgängligt. Vidare gäller det att förstå hur mycket det långsiktiga uttaget kan vara. Vi har landat på 5-10 TWh/år. Dock skall sägas att de senaste årtiondena har inneburit en kontinuerlig uppbyggnad av slyresursen. Landskapet har vuxit igen. Detta innebär att det årliga uttaget under ett antal initiala storskalig sly-skördar-år antagligen kan ligga i storleksordningen **10 TWh/år**. Kanske denna siffra är i underkant. Detta skall jämföras med att Sveriges totala energitillförsel år 2012 uppgick till 578 TWh. Efter omvandlingsförluster mm användes samma år totalt 377 TWh. Den förnybara energiråvaran fördelar sig på; biobränslen 127 TWh, vattenkraft 79 TWh, vindkraft 7 TWh och direkt solenergi 0,2 TWh.

Den mängd arbetstillfällen en storskalig slyskörd skulle kunna generera är svår att beräkna, men ligger antagligen i storleksordningen 1000-1500 årsarbeten.

Studien visar både direkt och indirekt att samordning är ett nyckelord för framgångsrik slyskörd. Det gäller alltså att sly kan tas från flera disperata områden i ett landskap i tillräcklig skala om sådan skörd skall var ekonomiskt lönsam. Samordning behöver alltså ske med både markägare och olika samhällssektorer. Samordning kan också ske med grotentreprenad och energigallring i skogen. Härigenom kan rationalitet och förbättrad lönsamhet uppnås. Dessutom och kanske främst kan man täcka in tider när slyskördandet i odlingslandskapet måste dras ner, sommartid. Ett jämnare årsflöde till värmeverken kan uppnås.

Ett antal faktorer påverkar starkt vilken volym och vilken ekonomisk lönsamhet som kan uppnås när det gäller slyskörd.

Skördetekniken är avgörande för lönsamheten. Tar avverkningen för lång tid och körningarna mellan kapningarna blir för långa minskas lönsamheten. Avgörande är också vilken dimension slyet har. För klent sly minskar lönsamheten starkt. Det verkar också som om det skulle kunna rationaliseras en hel del både i hela sly-kedjan alltså från avverkning via flisning till transport till värmeverk. Exempel från Jämtland visar på denna potential. Vidare kan nya mer "slyanpassade" avverkningsaggregat komma att förbättra lönsamheten avsevärt.

Ur ett energiperspektiv visar det sig att sly ger ett stort energinetto. En realistisk kvot mellan insatt och uttagen energi ligger kring 1:28. Detta är betydligt bättre än t ex odlad Salix. Återigen beror mycket på hur slyområdet ser ut. Är stammarna relativt grova och står tätt fås bra energinetton. En modell för hur det ekonomiska värdet på en slytäkt visas, Ytterligare förfinade sådana modeller behövs.

Den biologisk mångfalden, alltså i princip förekomst av djur, växter och svampar kan påverkas både mycket positivt och mycket negativt av slytäkt. God kunskap kan göra slytäkt till ett positivt redskap för att bevara den biologiska mångfalden och t o m förstärka den på många håll. Här har vi därför borrhört tämligen djupt i denna fråga för att mycket konkret visa var det kan vara lämpligt att skörda sly och var slyskörd kan vara olämplig ur naturvårdssynpunkt. Generellt gäller att många betes- och slättergynnade organismer som ofta idag är hotade kan gynnas om slytäkt sätts in. Däremot finns det också många hotade arter bundna till grov ved och död ved som kan råka illa ut vid en odifferentierad slytäkt. Ett variationsrikt landskap med både buskar och öppna skördade ytor är något av ett ideal i detta sammanhang.

I kulturmiljösammanhang kan en mer omfattande slytäkt få positiva effekter då skötseln av både fasta fornminnen och områden med biologiska kulturavsvärden såsom ängar med hamlade träd vars hävd ofta är eftersatt. Hamlingsträd kan också vara ett skötselalternativ på en del småvägar, detta kan minska viltkollisionsrisken. I vissa fall kan det innebära en konflikt mellan naturvård och kulturmiljövård om en ökad slytäkt sker i vissa områden. Ur rekreationssynpunkt är det i många sammanhang mycket önskvärt med ökad slytäkt.

Den legala sidan av slytäkt innehåller två ganska olika men viktiga delar. Dels är det miljölagstiftning som skyddar olika miljöer och de organismer som lever där. Dels måste man förhålla sig till de civilrättsliga problem som uppkommer om den som skördar sly skall skörda sly på annans mark och då ofta på flera olika ägares mark om det skall vara lönsamt med slytäkt.

Den sistnämnda problematiken har vi här inte haft resurser att arbeta med djupare även om vi t ex i Jämtland har sett praktiska lösningar som kan innebära att slyentreprenören har kontakt med en förening t ex en vägförening som företräder många markägare.

När det gäller miljölagstiftningen är det brynmiljöer mellan skogs- och jordbruksmark som kan vålla störst problem. Här träder t ex artskyddsförordningen in och fodrar skydd för t ex fåglar under häckningstid. På jordbruksmark finns också denna inskränkning men här är slytäkten i många sammanhang av stor miljönytta. Konfliktsituationer måste dock delvis hanteras av myndigheterna.

Att tänka på vid slytäkt:

- Härbärgerar området höga natur- och kulturmiljövärden? Ta reda på om särskilda föreskrifter finns som begränsar eller hindrar uttaget.
- Krävs en anmälan till berörd myndighet (avverkningsanmälan enligt skogsvårdslagen eller samrådsanmälan enligt 12 kap. 6 § MB) eller behöver dispens eller tillstånd sökas för uttaget enligt reglerna i 7 och 8 kap. MB?
- Är tidpunkten på året lämplig? Undvik slyuttag under känsliga perioder, såsom häckningsperioder.

Vid osäkerhet förordas i samtliga fall att kontakt tas med länsstyrelsen eller Skogsstyrelsen.

Slutligen skall framhållas de mångfacetterade vinster som en framtida större slytäkt kan ge. Det är alltså inte bara det direkt ekonomiska värdet i form av ett biobränsle som talar för slytäkt. Till detta kommer alltså stora miljövinster, kulturmiljövinster och rekreationsvinster. Nya arbetstillen skulle också skapas, ofta belägna i glesbygd med en idag besvärlig arbetsmarknad. Man skall heller inte bortse från att ett utvecklat system för slytäkt kan vara till nytta även i ett internationellt perspektiv. En kunskapsexport kan man tänka sig här i framtiden. T ex växer idag stora delar av Östeuropas marginalmarker igen. Här finns stora biodiversitetsvärden som kanske kan få en chans med en utvecklad slytäkt.

Denna studie visar att det finns en stor och mycket realistisk potential för en betydligt mer omfattande slytäkt i Sverige. Under arbetets gång har en rad delproblem och utredningsområden kunnat identifieras.

Bland dess kan t ex nämnas:

Naturresevat och gräsmarker med landsbygdsstöd som slyproducenter

Den kommunala grönområdenas kapacitet och lönsamhet vad beträffande slytillgångar

Mer djuplodande analys av restriktionerna

Utredning av den samlade nyttan med någon form av ekonomiskt styrmedel

Analys av vad olika slyskördenivåer ger för landskapsmässiga resultat, med tyngdpunkt på upplevelsevärden och kulturmiljö

Pilotstudier med syfte att experimentellt visa vad olika slyskördsmodeller ger för resultat ur ett biologisk mångfalds perspektiv

Riktad maskinutveckling

Vidare utveckling av ekonomiska modeller för lönsamhetsstudier av slyskörd i olika typer av landskap

## 2 Introduktion

Världen står inför flera stora utmaningar som att försörja alltför många människor, ha beredskap för allvarliga virusmittor, hantera och planera för konsekvenser av klimatförändringar som torka, översvämningar, stigande havsytta men också planera för folkflyttningar i klimatförändringarnas spår. Dessutom måste detta ske utan att vi ytterligare föröder den biologiska mångfalden. Tidigare har ökningen av matproduktionen och ökning av biomassa uttag ofta gått ut över den biologiska mångfalden. Idag råder stor enighet internationellt om att ökad mat- och biomasseproduktion måste ske utan ytterligare förluster av biologisk mångfald. Tvärtom skall nya brukningsmetoder helst också leda till en restaurering av den biologiska mångfalden, då denna är en grundförutsättning för långvarigt hållbar mat- och biomasseproduktion (Rockström et al (2009)).

Det är därmed alltmer uppenbart att konkurrensen om marken hårdnar beroende dels på att möjligheten att uppodla nya markområden i stort sett redan är uttömd samtidigt som ändamålen för markanvändningen vidgas. År 2050 beräknas jorden hysa dryga 9 miljarder människor. Mer mat kommer då behövas. Vi ser också en begynnande utveckling mot en ökad andel nationellt producerat proteinfoder i animalieproduktionen för att ersätta importerad soja och kanske kommer även mer omfattande odling av fisk att födas med jordbruksproducerat foder i framtiden. Likaså hamnar årligen fruktbar mark under asfalt och betong i spåren av en ständigt framskridande urbanisering.

I denna konkurrens om markresurserna förväntas nu även energiråvara produceras i skog och på åkermark. Sverige i likhet med Europa och övriga världen håller på att ställa om energiförsörjningen från fossilbaserad till att i framtiden alltmer utnyttja förnybar energiråvara som organiska avfall och biomassa samt att utvinna energi ur flödande energibärare som sol, vind och vatten. Sverige är i en europeisk jämförelse långt framme i denna omställningsprocess. År 2013 utgjorde den svenska förnybara energiandelen 49 %, vilket är just det mål som EU enats om skall vara uppnått år 2020. Sveriges totala energitillförsel år 2012 uppgick till 578 TWh. Efter omvandlingsförluster mm användes samma år totalt 377 TWh. Industrin är den största användaren (145 TWh) följt av transporter och hushåll (86 TWh vardera). Landets energianvändning är i sjunkande och bedöms kunna minska med ytterligare ca 50 TWh genom olika typer av energieffektiviseringar. Den förnybara energiråvaran fördelar sig på; biobränslen 127 TWh, vattenkraft 79 TWh, vindkraft 7 TWh och direkt solenergi 0,2 TWh. Den totala förnybara energipotentialen har skattats till ca 380 TWh, vilket skulle betyda att Sverige har en realistisk möjlighet att bli helt fossilenergifritt (KSLA, 2013; Svebio, 2008).

Att odla energigrödor på åkermark konkurrerar med produktionen av mat. Biomassa hämtad ur skogen konkurrerar med råvara till papper och byggnadsvirke eller berövar marken viktig återcirkulerad näring och mull.

Kan det då möjligen finnas outnyttjad biomassa som växer på andra marktyper? Många har säkert noterat att landskapet förbuskas. Ingen har långre tid och råd att hålla efter lövslyppslagen. Man kan se denna igenväxning längs järnvägar, längs vägar, vattendrag och sjökanter men också i övergångarna mellan åker och skog liksom på åkerholmar. På dessa ytor får man intrycket att det finns ansevära mängder bioenergi. Att så kan vara fallet antyder följande exempel. I Sverige finns i dag ungefär 213 000 km skogsbilvägar, d.v.s. vägar utan

statligt bidrag. Om man antar att fem procent av denna väglängd årligen är lämplig att skörda för ett eventuellt biomassauttag och att medelvikten blir 40 ton torrsubstans per km (10 m skördebredd), motsvarar det 426 000 ton TS per år. Med ett energivärde på 4,7 MWh per ton levererad biomassa blir det totala energitillskottet ca 2 TWh.

Eftersom vegetationen längs vägarna utgör en trafiksäkerhetsrisk nödgas vägverket årligen lägga mångmiljonbelopp på röjning. En stor del läggs bara omkull utan vidare användning. Något liknande gäller även för det sly som växer i kraftledningsgatorna. Återkommande måste här röjas för att luftledningar skall hållas fria och även här lämnas ofta denna biomassa att på plats förmultna.

De ovan exemplifierade markslagen som varken är åker, skog eller nyttjas på annat sätt har i det närmaste inget alternativvärde. Det innebär dock inte att samhällsvärden helt saknas. För en del av floran och inte minst för vissa fågelarter utgör buskagen viktiga biotoper för reproduktion, skydd och föda. Även om en del arter har fördel av förbuskningen så finns det markslag där förbuskningen direkt inskränker biotopens värde och genererar kostnader att åtgärda. Exempel härpå är vissa naturreservat och naturbetesmarker med EU-stöd. Men hit hör även parkmark och restmarker i tätorternas utkanter.

I de rapporter som tagits fram rörande förnybara energitillgångar och möjligheter till omställning av samhällets energiförsörjning nämns sällan den tillgång av biomassa som finns i form av sly i det svenska landskap som alltmer håller på att växa igen.

I denna rapport redovisar vi resultaten från ett STEM finansierat projekt vars syfte varit att översiktligt belysa potential, möjligheter och hinder för en storskalig skörd av sly i landet.

## 2.1 Referenser

KSLA, 2013. Förnybar energi – Sveriges okända gröna revolution. KSLA Tidskrift nr 8:2013. Årg 152.  
Rockström, J. et al 2009 A safe operating space for humanity, *Nature* 461, 472-475

SWEBIO, 2008. Rapport om potentialen för bioenergi. Mars 2008.



### 3. Bärande vision

Ovan utpekad biomassatillgång har inte haft någon produktionskostnad och har i den meningen en fördel i jämförelse med odlad energigröda på åkermark. Denna typ av mark har till skillnad från åkermark ingen kapitalkostnad som behöver förräntas. Avsaknaden av produktions- och kapitalkostnader verkar givetvis gynnsamt på såväl energinettet som på det ekonomiska utbytet.

Tanken är således att kunna utveckla ett nytt entreprenörsområde inom fastbränslebranschen. Även om en del företag som idag flisar energiskog och ”grot” säkert kan vidga sig till att även flisa sly så förutser vi att det i händelse av en mer omfattande verksamhet kommer att finnas behov av fler specialiserade företag. Tron är att flisskördeentreprenaden har en jämförelsevis lokal avgränsning. Det kan röra sig om en lantbrukare som endast införskaffar ett mobilt traktorburet flisaggregat eller andra typer av aktörer som greppar större delar av hanteringskedjan och inkluderar t ex transport och upparbetning. Men det kan även inkludera ägande och drift av värmeanläggning. I det senare fallet säljer företagaren värmeenergi till t ex ett bostadsområde.

Vi ser även en mångfacetterad värdekedja som förutom energiutbytet har potential att främja vård av landskap och biologisk mångfald, vardagsrekreation och turism, bevarande av kulturmiljöer, skapa råvara för nya träbaserade produkter och inte minst skapa sysselsättning i flera led. Vi ser framför oss ett återtaget öppet landskap även utanför våra slättbygder. Ett landskap som främjar en levande landsbygd.

Det kan finnas många hinder för att en mer omfattande slytäkt skall bli verklighet. Ett sådant är att miljöorganisationer och enstaka naturvårdsföreträdare betraktar slymarkerna som viktiga refuger för den vilda floran och faunan i ett i övrigt starkt monotoniserat såväl skogs- som odlingslandskap. Avverkning skulle då innebära att redan hårt trängda livsmiljöer ytterligare skulle reduceras. Men vår uppfattning är att både och gäller. Det finns i de utpekade områdeskategorierna förvisso värdefulla miljöer för den biologiska mångfalden men också miljöer där förbuskningen trängt undan t o m rödlistad flora. Med kunskap om hur och var man kan skörda utan att negativa konsekvenser uppstår tror vi att det är möjligt att förena slyskörd och samhällets bevarandemotiv. Detta motiverar att vi relativt detaljerat utrett när slytäkt är positiv respektive negativ för den biologiska mångfalden. Vi ser alltså faran med att okritiskt prisa all slytäkt och vi vill därför ge en så fullödlig bild som möjligt av slytäktens effekt på fauna och flora.

## 4. Definition och systemavgränsning

**Sly** benämns ibland unga träd och buskar, ofta av lövtyp, när de spontant etablerar sig på t ex kalavverkningsytor, längs vägar, i kraftledningsgator, i åkerkanter, i och runt tätorter och i igenväxande naturbetesmarker.

Inom i detta projekt utpekade områdeskategorier finns ibland inte bara klen träd- och buskvegetation utan också biomassa som inte röjts på många år och som därmed hunnit få grövre dimensioner. I gjorda tillgångsberäkningar ingår även denna biomassa.

Inom skogsbruket används också begreppet *klenträäd* om diametern understiger ca 8 centimeter. Under senare år har avverkning och tillvaratagande av dessa klenta dimensioner kommit att benämnas energigallring och sker tidsmässigt som en senarelagd förstagallring. Sly/klenträäd/buskar på produktiv skogsmark faller utanför detta projekts avgränsning.

### Områdeskategorier

Vid uppskattningar av tillgångar på biomassa har begreppet ”områdeskategori” använts för mark där potentialer för slytäkt beräknats.

Vid beräkningar av slytillgångar har följande områdeskategorier ingått;

- Vägkanter
- Järnvägskanter
- Kraftledningsgator
- Åkerkanter samt småbiotoper i jordbrukslandskapet
- Igenväxande jordbruksmark
- Ängs- och betesmarker inom reservat eller med miljöersättning
- *Grönområden i och runt tätorter*

Hur breda kanter som antagits bli röjda intill vägar, järnvägar och skogsbryn mot åker framgår av avsnittet om ”slytillgångar och geografisk fördelning”.

Områdeskategorin ”grönområden i och runt tätorter” har identifierats under projektets gång och har befunnits angeläget att ta med i beräkningen av den samlade råvarubasen för energibiomassa. Ett annat skäl är att kommunerna upplever slyröjningen som starkt eftersatt samtidigt som man saknar effektiv teknik och effektiva hanteringssystem.

## **5. Nuvarande omfattning av slyavverkning**

Några officiella uppgifter rörande nuvarande omfattning av slyavverkning inom i detta projekt utpekade områdeskategorier finns inte. Inom projektet har heller inte funnits utrymme för att systematiskt inventera sådan pågående verksamhet. Att viss verksamhet pågår står dock klart liksom att det även finns viss entreprenadverksamhet vars fokus just är slyröjning. Ett sådant exempel är Kvarnmon AB i Strömsund. Företaget som startade för tre år sedan är inriktat på bränsleproduktion i hela kedjan från slyskogen till eldningsanläggningen. I bilaga 3 finns minnesanteckningar från en studieresa som projektgruppen genomförde i oktober 2013.

## 6. Projektets genomförande

Projektet har genomförts i form av en översiktlig studie av en tilltänkt sammanhängande verksamhetskedja från slystubbe till värmevärksgrind. En central del i projektet har varit att kvantifiera tillgångarnas storlek i de utpekade områdeskategorierna. Detta har gjorts med hjälp av riksskogstaxeringens databas. Härutöver har vi i scenarieform målat upp möjliga avverkningstekniker och logistikkedjor samt analyserat de viktigaste frågeställningarna som kan tänkas påverka en utbyggd storskalig slytäkt. Sådana frågor har varit:

- Skördeteknik
- Skördesystem
- Energianalys och energinetto
- Miljöeffekter flora/fauna
- Effekter på kulturmiljön
- Lönsamhet och stöd
- Entreprenörskap och sysselsättning
- Legala frågor

I en samlad syntes har vi sedan uttolkat hela kedjans bärkraft och möjliga hinder. En viktig del i denna syntes har varit att identifiera vad vi kallat ”mångfacetterade vinster” av en mer omfattande regional och nationell röjning av sly. Förutom produktionen av energiråvara kan det handla om att gynna den biologiska mångfalden, att öppna upp landskapsdelar till gagn för turism och vardagsrekreation, att skapa arbetstillfällen i flera led.

Tillgångsberäkningarna är att betrakta som direkt nyproduktion liksom de modellansatser som redovisas. I övrigt har studierna i hög grad baserats på redan gjorda studier och publikationer rörande skördeteknik och skördesystems kedjor. Det gäller även effekter på biologisk mångfald där relevant litteratur om arters preferenser och betydelsen av landskapets struktur och spridningskorridorer studerats. På kulturmiljösidan finns mycket litet publicerat i ämnet. Slutsatser har därför fått dragas från ämnesmässigt närliggande studier.

Projektets frågeställning är i hög grad tvärvetenskaplig med flera kompetensområden involverade. Mot den bakgrunden har sakkunniga på respektive delfråga deltagit i projektet så att hela verksamhetskedjan täckts. Nedan framgår de huvudsakliga författaransvaren, men det skall framhållas att gruppen tagit och givit många inspel på varandras texter. Rune Andersson och Urban Emanuelsson har haft det redaktionella ansvaret och också haft huvudansvaret för de inledande och avslutande kapitlen.

Projektgruppen har bestått av:

Urban Emanuelsson	Projektledare, SLU
Rune Andersson	Projektkoordinator och projektidé, SLU
Göran Ståhl och Torgny Lind	Slytillgångar, SLU
Rune Andersson	Grönområden i och runt tätorter, SLU

Urban Emanuelsson

2014-06-11

Oscar Hultåker

Entreprenörskap och arbetstillfällen, SLU

Maria Iwarsson Wide

Skördeteknik och skördesystem, SkogForsk

Lennart Eriksson

Ekonomi och lönsamhet, SLU

Per-Anders Hansson och Daniel Nilsson

Energianalys och energinetto, SLU

Torbjörn Ebenhard

Biologisk mångfald, SLU

Urban Emanuelsson

Kulturmiljöaspekter, SLU

Maria Forsberg

Legala frågor, Uppsala universitet

## *Delprojektet*

# 7. Slytillgångar och geografisk fördelning

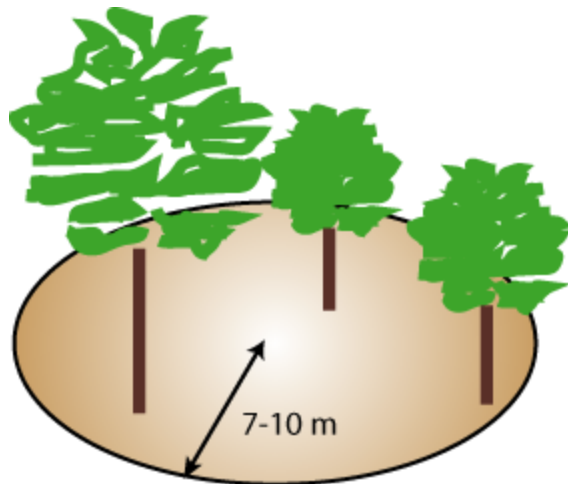
Huvudsyftet med delprojektet är att kvantifiera slytillgångar fördelat på geografiska regioner för de ingående områdeskategorierna (exklusive grönområden i tätorter), se kapitel 4. Följande analyser har genomförts:

- Beräkningar av bruttotillgångar, där ingen hänsyn tagits till tekniska, biologiska och ekonomiska restriktioner.
- Beräkningar av slytillgångar med hänsyn tagen till tekniska och ekonomiska restriktioner.
- Beräkningar med analysystemet Heureka för att uppskatta möjliga årliga uttag i kantzoner kring väg och åkermark.
- Översiktliga beräkningar av möjliga årliga uttag för samtliga områdeskategorier, baserade på enkla antaganden om uttagsintervall, tillväxt, m.m. .

## 7.1 Metod och dataunderlag

Beräkningarna baseras i huvudsak på data från Riksskogstaxeringen (RT) (Tomppo et al. 2010, [www.slu.se/riksskogstaxeringen](http://www.slu.se/riksskogstaxeringen)). RT utför en årlig stickprovsinventering av landets skogar, främst för att beskriva tillstånd och förändringar. Inventeringen omfattar emellertid all landareal och inte enbart skogsmark, vilket innebär att data från RT kan användas för beräkningar av slytillgångar i de områdeskategorier som är aktuella i den föreliggande studien. Vid beräkningarna har i huvudsak RT:s data från åren 2008 – 2012 använts som underlag. Detta innebär att data ungefärligen representerar ett tillstånd för år 2010. För studier av utvecklingen under de senaste ca 30 åren har även RT-data från åren 1983 - 1987 och 1993 – 1997 (igenväxande åkermark) använts.

RT är en stickprovsinventering, där årligen ett glest slumpmässigt valt stickprov inventeras. Provytorna är cirkulära och är av effektivitetsskäl samlade i kluster, s.k. trakter. Varje provyta representerar en viss areal i landskapet. Vidare används både tillfälliga provytor, som inventeras en enda gång, och permanenta provytor, som inventeras återkommande med ca 5 års intervall. Skälet för att använda permanenta provytor är bland annat att förbättra beräkningarna av vilka förändringar som sker i skogslandskapet.



Figur 7.1 Schematisk beskrivning av RT:s provytor, vars radie är 7 meter (tillfälliga provytor) eller 10 meter (permanenta provytor).

Ett stort antal variabler inventeras i fält som beskriver träd- och buskskiktet, markvegetationen, humuslagret och mineraljorden, ståndortsegenskaper och provytans läge.

När data från fält är kvalitetssäkrade beräknas dessutom ett stort antal variabler utifrån de grundläggande data som samlats in. Exempel är virkesförråd, årlig tillväxt och trädens biomassa. Beräkningar av torrvikten biomassa ovan stubbskäret baseras på Marklunds funktioner (Marklund 1987). RT:s data lagras i en SQL-databas och ett särskilt utvecklat redovisningssystem har använts för att skatta mängden biomassa i de aktuella områdeskategorierna.

Lantmäteriets digitala vägkarta har använts för att beräkna kortaste avstånd från RT:s koordinatsatta provytor till väg. Även avstånd från provytor till värmeverk som förbrukar primärt skogsbränsle har beräknats, baserat på data om värmeverkens geografiska läge och bränsleförbrukning år 2011 (<http://www.svenskfjarrvarme.se/Statistik--Pris/Fjarrvarme/Energiltillforsel/>). Avståndet till värmeverk har beräknats som avståndet fågelvägen, A, korrigerat med ett s.k. slingertillägg (SOU 1992:76):

$$\text{Korrigerat Avstånd} = A * (1,3 - 0,0005 * A)$$

Vid skattningar av tillgångar i de olika områdeskategorierna har RT:s definitioner i huvudsak använts för att representera respektive kategori. Principerna för uttag av biomassa har tagits fram via samråd inom projektgruppen samt i dialog med experter från naturvård, vägförvaltning, m.m.

## 7.2 Definitioner

### *Vägbkant (väg)*

Med väg avses här vägar för permanent bruk med en bredd av minst 5 m. Till vägen räknas vägbana, banketter, diken, parkeringsplatser etc. och mark där skogen regelmässigt siktröjs. Även motionsspår med en bredd av minst 5 m förs till väg. Avgörande är alltså väggatans bredd. För samtliga vägar medräknas de vägområden som normalt helt och hållet siktröjs.

Vägar och järnvägar inom eller vid kanten av åker, fjäll, militärt impediment, bebyggd mark eller annan mark förs till respektive angränsande ägoslag.

Inom projektet studeras i särskild ordning även slytillgångarna inom en 5 meter bred kantzon på båda sidor om väg.

### *Järnvägbkant (järnväg)*

Med järnväg avses område för spårbunden trafik. I järnvägen ingår ett större område än själva banvallen, nämligen hela den areal där skogsbruk inte kan bedrivas p.g.a. järnvägens existens. Sådant område är ofta inhägnat, vilket underlättar gränsdragningen.

I RT:s fältinventering särskiljs inte vägar och järnvägar i databasen. För att kunna skilja ut om en yta är belägen vid väg eller järnväg genomfördes en GIS-analys där koordinaterna för RT:s provytor samkördes med lantmäteriets digitala vägkarta. Följande antagande gjordes:

1. Om ytan är klassad som väg och järnväg i databasen och avstånd från provytecentrum till järnväg < 40 m förs ytan till slytstudiens områdeskategori järnväg.
2. Om avstånd till järnväg > 40 m men kortare än till väg klassas ytan som järnväg
3. I övriga fall klassas ytan som väg

### *Kraftledningsgator (kraftledning)*

Gator för elektriska ledningar med en bredd av minst 5 m som ligger på mark som annars vore produktiv skogsmark. Om bredden ej överstiger 5 m förs gatan till produktiv skogsmark. Gränsen mellan kraftledningen och den produktiva skogsmarken definieras med en tänkt rät linje som tangerar trädstammarna (eller om beståndet avverkats, stubbarna) på skogsmarken.

Då en kraftledning korsar jordbrukslandskapet räknas eventuella slytillgångar således inte till kraftledningsgatan utan till respektive ägoslag som förekommer under kraftledningen.

### *Åkerkanter samt småbiotoper i jordbrukslandskapet (Småbiotop åker)*

Till åker räknas mark som används till växtodling eller bete och som regelmässigt plöjs eller hävdas genom slåtter. Till åker hänförs också angränsande markområden där uthuggning för åkermarken regelmässigt sker. Träddungar < 0,25 ha inom åker förs till åkermark (i detta fall benämnda småbiotoper). I beräkningarna ingår all areal som har klassats som åkermark, varvid dikeskanter, övriga kantzoner, mindre åkerholmar (< 0,25 ha), samt enkla körvägar ingår.

Vidare studeras i särskild ordning en zon med en bredd på 10 m längs åkerkanter.



### *Igenväxande jordbruksmark*

Inom projektet fokuserar vi på spontant igenväxande jordbruksmark (åker och betesmark), där jordbruket upphörde för mindre än 20 år sedan. I RT:s databas definieras detta som annan jordbruksmark, som ej varit hagmark, där brukningen upphörde för mindre än 20 år sedan.

### *Ängs- och betesmarker*

Mark som väsentligen används till bete och som inte plöjs regelmässigt. Ägoslaget kännetecknas ofta av tuvor, sten, viss buskvegetation eller hög markfuktighet. Dessa marker är dessutom vanligtvis sämre belägna i förhållande till bebyggelse än åkermarken. Vid omföring till produktiv skogsmark skall dessa marker kunna producera i genomsnitt minst 1 m<sup>3</sup>sk per ha och år. Bete på impediment förs till respektive ägoslag.

## **7.3 Principer för uttag**

### *Väggkant*

Inom siktröjningsområdet tas all biomassa ut med vissa regelbundna intervall. Större vägar torde t.ex. bli helt ointressanta i och med att röjningsintervallen av trafiksäkerhetsskäl är korta. Inom de bredare vägområden, som är aktuella för vissa mellanstora vägar, förutsätts röjningar ske med jämna intervall, dock med längre tid mellan åtgärderna.

De vägar som är av störst intresse är sådana vägar där kantzonen röjs med ett längre tidsintervall. Främst bör detta handla om mindre enskilda och privata vägar samt skogsbilvägar. Långa tidsintervall mellan röjningarna innebär ett högre möjligt uttag av biomassa per arealenhet/sträcka och en bättre ekonomi.

*Bredare kantzoner längs väg (5 m)* I samband med ett studiebesök till Kvarnmon, Jämtland, studerades ett system (5 + 5) där vägbank och diken siktröjdes ut till normalt ca 5 m från vägbanan; därtill gallrades en zon på ytterligare 5 m. För att skatta tillståndet i dessa kantzoner användes de RT- provytor som är delade i fält, dvs ytor där en delyta är klassad som väg och en annan del som skogsmark. Särskilda korrektionsfaktorer användes för att göra beräkningarna väntevärdesriktiga, d.v.s. fria från systematiska fel. Detta krävdes eftersom olika provytor i RT har olika radier och därmed olika sannolikhet att delas mot väg.

### *Järnväg*

För järnväg tas all biomassa ut med vissa regelbundna intervall inom spårområdet. Potentialen i dessa områden kan antas vara liten som en följd av relativt täta intervall mellan röjningar. För närvarande har trafikverket ett pågående projekt ”Trädsäkra järnvägar” (<http://www.trafikverket.se/>). Målet är att avverka alla träd som står inom 20 meter på var sida om järnvägen på strategiskt utvalda banor.

### *Kraftledning*

Inom kraftledningsgatan tas all biomassa – exklusive lågväxande buskar - ut med regelbundna intervall.

### *Åkerkanter samt småbiotoper:*

I kantzoner och dungar sker uttag i form av helträdsuttag i gallring. Gallring görs som traditionell gallring, men med ökad hänsyn till biologisk mångfald vid exempelvis trädslagsval. Vid dikeskanter och övriga kantzoner tas all biomassa ut.

### *Kantzon längs åker (10 m)*

Inom dessa kantzoner genomförs uttag på samma sätt som i kantzoner längs väg (se ovan). Längs åkrar antas emellertid kantzonen vara 10 meter bred.

### *Igenväxande jordbruksmark*

Uttag sker i form av helträdsuttag där endast enstaka träd och buskar lämnas kvar.

### *Ängs- och betesmark*

Önskvärt vore att uttag skulle referera till ängs- och naturbetesmarker inom reservat eller inom områden som erhåller miljöstöd. Denna selektion har dock inte varit möjlig inom projektet av tids- och resursskäl. I denna kategori antas istället generellt att uttag av biomassa exklusive vissa buskar och (grova) träd sker för att bibehålla ängs- och betesmarkskaraktär.

## **7.4 Övriga analysförutsättningar**

### *Bruttopotentialer*

Riksskogstaxeringens data har använts för att beräkna bruttopotentialer. Med biomassa avses biomassa i alla trädskikt ovan stubbskären. När resultat redovisats på landsdelar gäller uppdelningen enligt figur 7.2.



Figur 7.2 Landsdelar.

Omräkningstalet som använts för att konvertera biomassa till energi är 4,7 MWh/ton TS. Detta omräkningstal är hämtat från verktyget Wecalc ([woodenergy.sites.djangoeurope.com](http://woodenergy.sites.djangoeurope.com)).

### *Uttag med hänsyn till teknisk och ekonomiska restriktioner*

Kostnadsberäkningarna för slytäkt från område till förbrukare innehåller följande delsystem:

- Avverkning
- Skotning till avlägg
- Lagring och flisning vid avlägg, samt
- Vidaretransport till förbrukare

De kostnadsfunktioner som använts för respektive delsystem framgår av kapitel 10. I resultaten redovisas alltid total kostnad inklusive avverkning men i många fall även total kostnad exklusive avverkning. Anledningen är att det i vissa områdeskategorier är tvingande att göra uttag, exempelvis i kraftledningsgator. Då är frågeställningen om tillvaratagande av biomassa kan

tänkas ske inte direkt kopplat till avverkningskostnaden utan till om det är lönsamt att ta tillvara avverkad biomassa.

Intäkter för uttaget sly, som skogsflis fritt vid industri, har antagits uppgå till 195 kr/MWh baserat på senaste prisstatistik. Detta motsvarar 931 kr/Ton TS. (Sveriges Officiella Statistik Statistiska Meddelanden EN 0307 SM 1401)

## *Beräkningar med analyssystemet Heureka*

För beräkningar av möjliga årliga uttag i kantzoner i skog kring åker (10 m zon) och väg (5 m zon) har Heurekas applikation RegVis använts (Wikström et al. 2011). RegVis är utvecklad för långsiktig analys för större geografiska områden. Analyserna baseras i första hand på data från Riksskogstaxeringen, kompletterat med information från digitala kartdata, fjärranalys och kombinationer av dessa. Baserat på förutsättningar för skogens skötsel och annat nyttjande ger programvaran underlag för utvärderingar och analyser i en mängd frågor. RegVis hanterar flera ekosystemtjänster, såsom potential för energi- och virkesförsörjning, förutsättningar för biologisk mångfald, rekreationsmöjligheter, samt lagring av kol i skogsekosystemet.

I framskrivningarna görs uttag som helträdsuttag i gallring inom 5 m kring väg och 10 m kring åker. Övriga åtgärder som kan ge skogsbränsle, som röjning och slutavverkning, räknas ej in som en åtgärd kopplat till uttag av sly utan till ordinarie skogsbruk.

## **7.5 Bruttotillgångar**

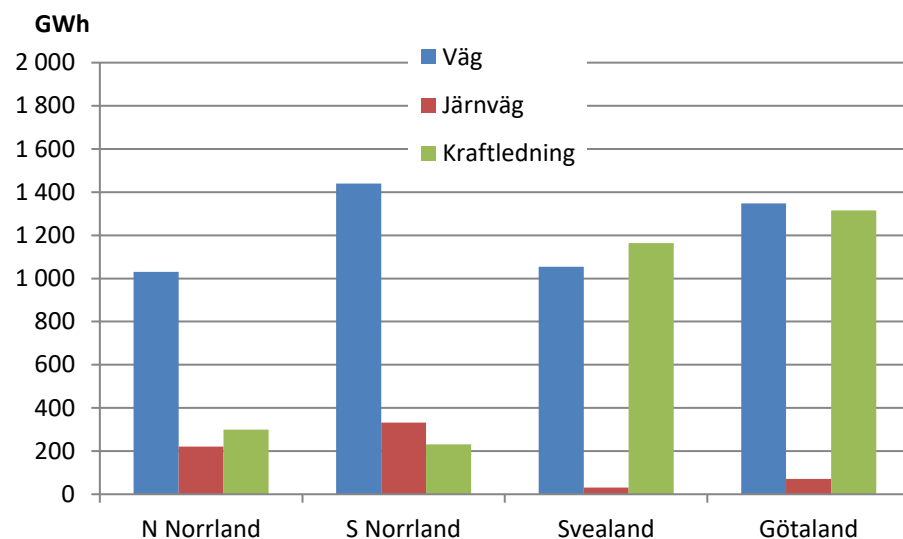
I tabell 7.1 redovisas arealer, bruttomängder biomassa och energiinnehåll för respektive områdeskategori. Biomassan omfattar all biomassa ovan stubbe för träd med en medeldiameter i brösthöjd > 0 mm. De stora tillgångarna inom kantzoner längs väg (5 m) och åker (10 m) beror på att dessa zoner omfattar stora arealer produktiv skogsmark. Medelfel för de olika skattningarna har också beräknats, med undantag för kategorierna kantzoner längs väg och åker. (Medelfelet för väg och järnväg gäller för dessa kategorier tillsammans.) Konfidensintervall (~95%) kan beräknas som ett skattat värde  $\pm 2 * \text{medelfelet}$ .

Tabell 7.1 Areal, biomassa och energiinnehåll för respektive områdeskategori år 2010

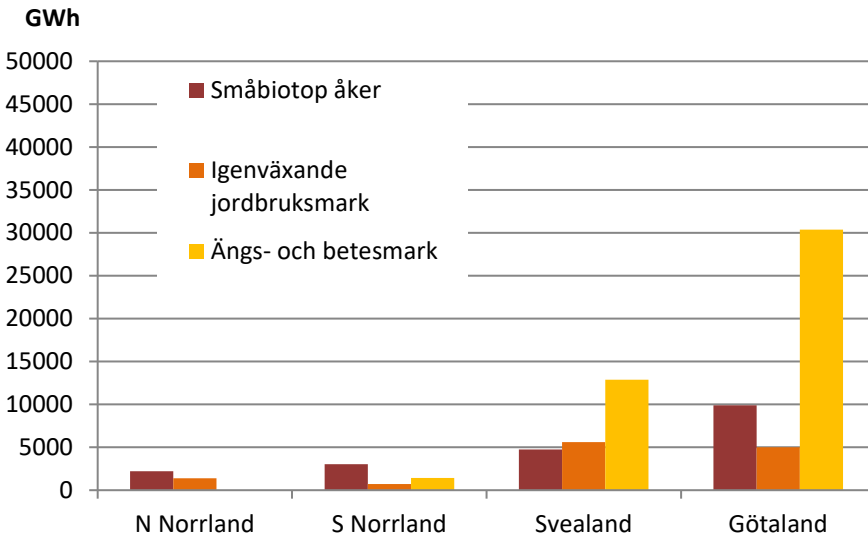
	Areal (ha)	Ton TS	Ton TS/ha	TWh	Medelfel, areal %	Medelfel, Ton TS %
Väg (5 m)	467 461	1 036 655	2,2	4,9	4	16
Järnväg	32 582	139 133	4,3	0,7		
Kraftledning	160 400	640 322	4,0	3,0	7	20
Småbiotop åker	117 676	4 230 629	36,0	19,9	8	13
Igenväxande åker	138 876	2 704 949	19,5	12,7	8	15
Ängs och betesmark	509 110	9 502 602	18,7	44,7	4	9
Väggkant (5 m) <sup>1</sup>	287 811	23 056 759	80,1	108,4		
Åkerkant (10 m) <sup>2</sup>	150 238	17 113 293	113,9	80,4		
Totalt exkl. kanter (5 och 10 m)	1 426 106	18 254 289	12,8	85,8	4	7

1) Kantzon på ytterligare 5 m längs vägar gränsande till produktiv skogsmark

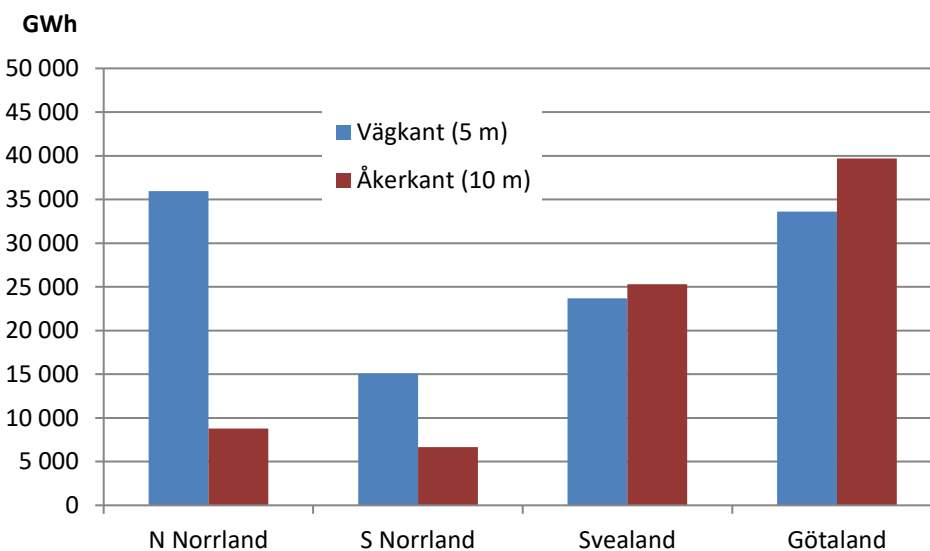
2) Kantzon på 10 m kring åkerkant på produktiv skogsmark



Figur 7.3 Energiinnehåll i biomassa fördelat på landsdelar, GWh

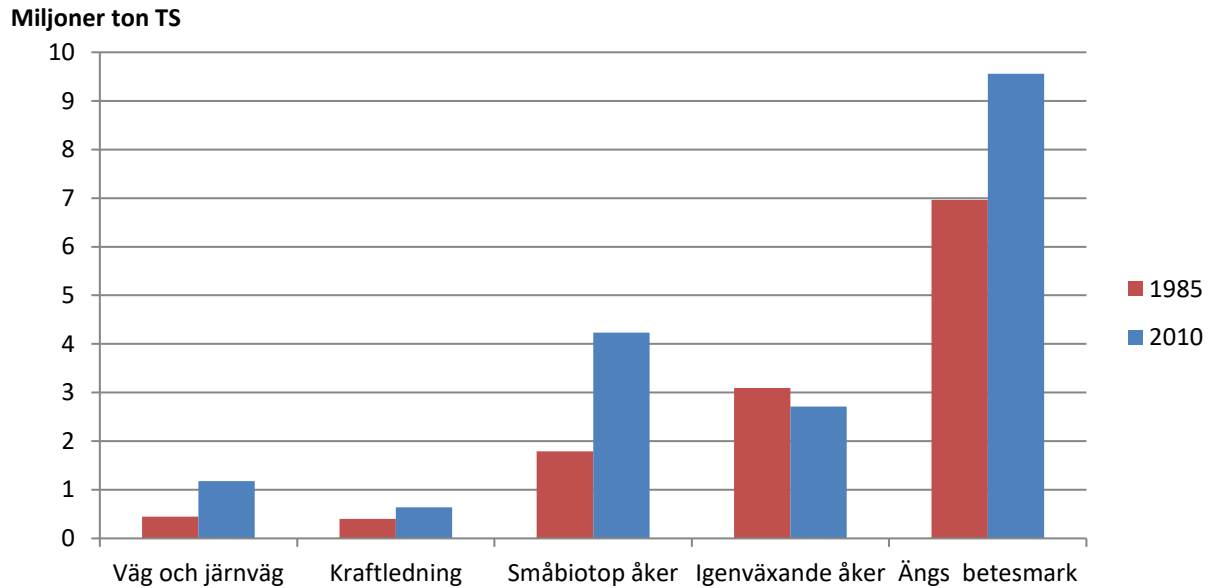


Figur 7.4 Energiinnehåll i biomassa fördelat på landsdelar, GWh



Figur 7.5 Energiinnehåll i biomassa fördelat på landsdelar, GWh

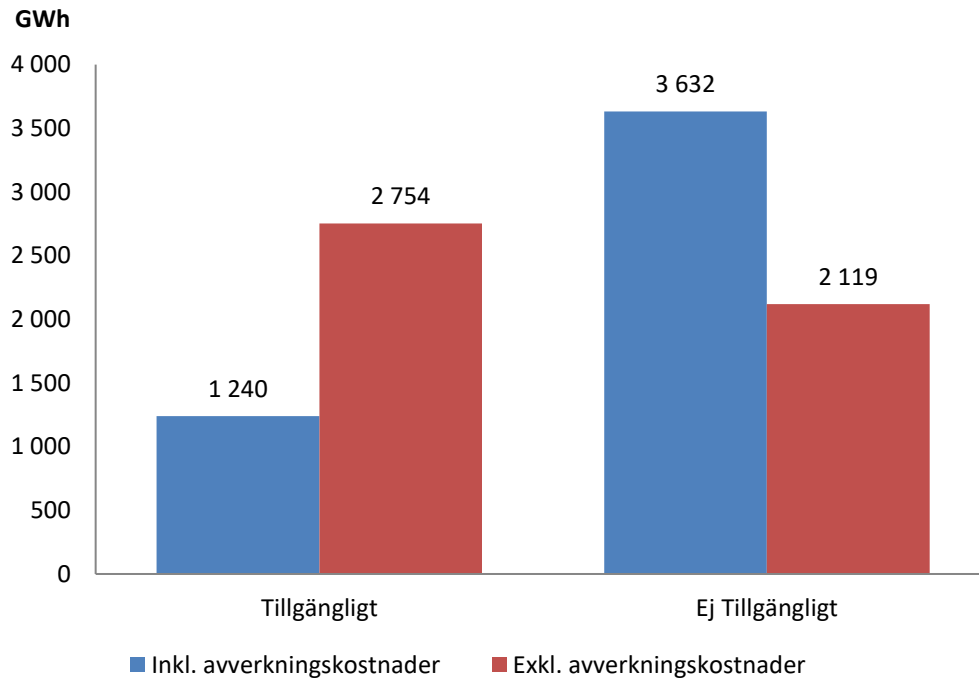
Av figur 7.6 framgår att projektets arbetshypotes att landskapet växer igen är korrekt. Den totala mängden biomassa har ökat med 5.6 milj. ton TS de senaste 25 åren, vilket motsvarar ca 26 TWh. Mängden biomassa har ökat för alla områdeskategorier förutom igenväxande åkermark. ”



Figur 7.6. Mängd biomassa i de olika områdeskategorierna år 1985 respektive 2010 (1995 till 2010 för igenväxande åker).

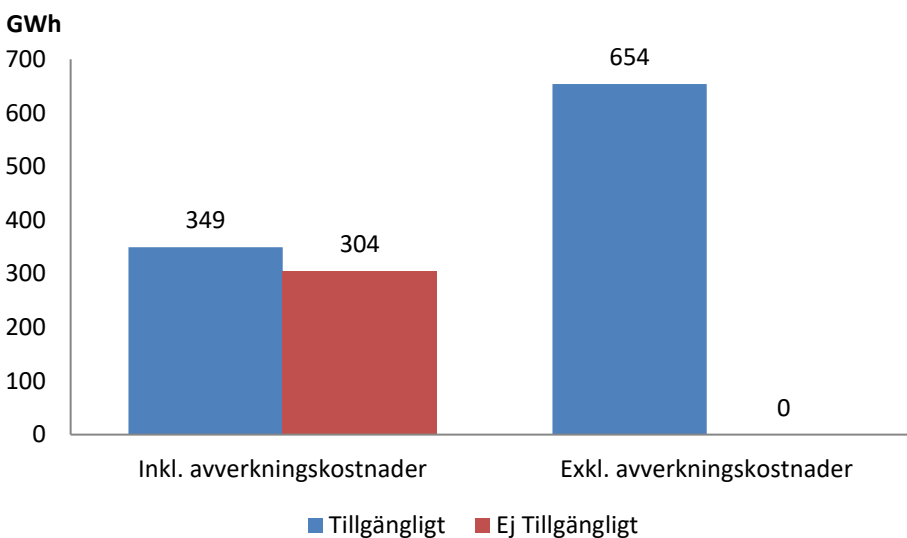
## 7.6 Tillgångar med hänsyn till ekonomi och teknologi

I beräkningarna har antagandet gjorts att det är ekonomiskt lönsamt att ta tillvara biomassan om totala kostnaden för alla delsystem, d.v.s. från avverkning till förbrukare understiger 1000 kr/Ton TS. För de flesta områdeskategorierna redovisas vad som är tillgänglig totalt både med och utan avverkningskostnader. Detta görs eftersom avverkning är tvingande i vissa områdeskategorier och valet är om biomassan ska tas tillvara eller inte. De aktuella totala tillgångarna har beräknats och sammanställs. Ett viktigt antagande är att alla ytor med träd grövre än 20 cm har lämnats, för att spegla att grövre alléträd, träd i betesmarker, etc., rimligen inte ska tas ut som biobränsle.



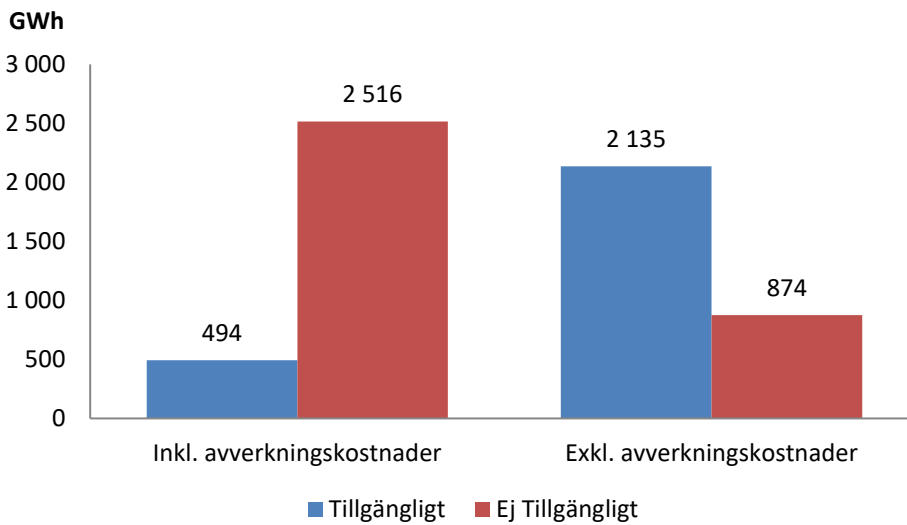
Figur 7.7 Mängd tillgänglig energi i vägkant inkl. respektive exkl. hänsyn tagen till avverkningskostnader, GWh.

Det finns 1240 GWh tillgängligt om avverkningskostnad inkluderas och om avverkningskostnad exkluderas blir siffran 2754 GWh. Dessa siffror avser slytillgångar i väggator.

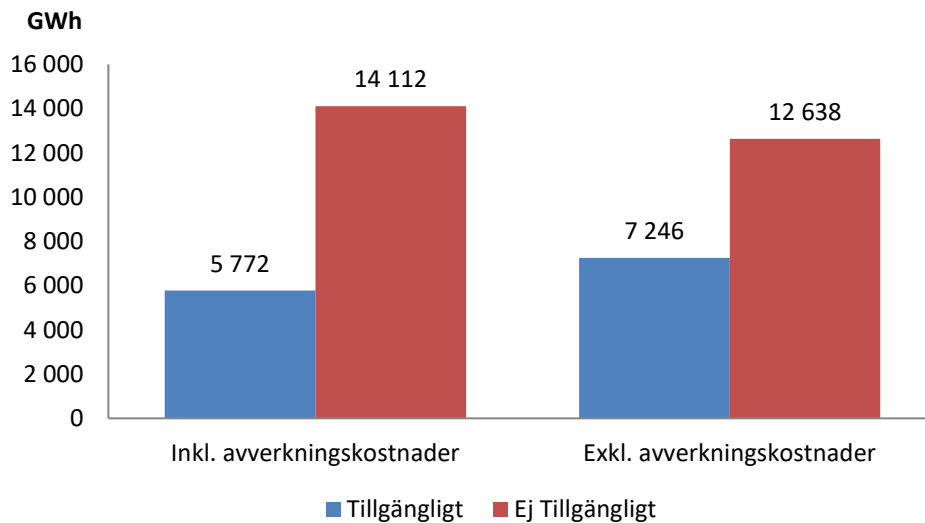


Figur 7.8 Mängd tillgänglig energi för järnvägskant inkl. respektive exkl. hänsyn tagen till avverkningskostnader, GWh.

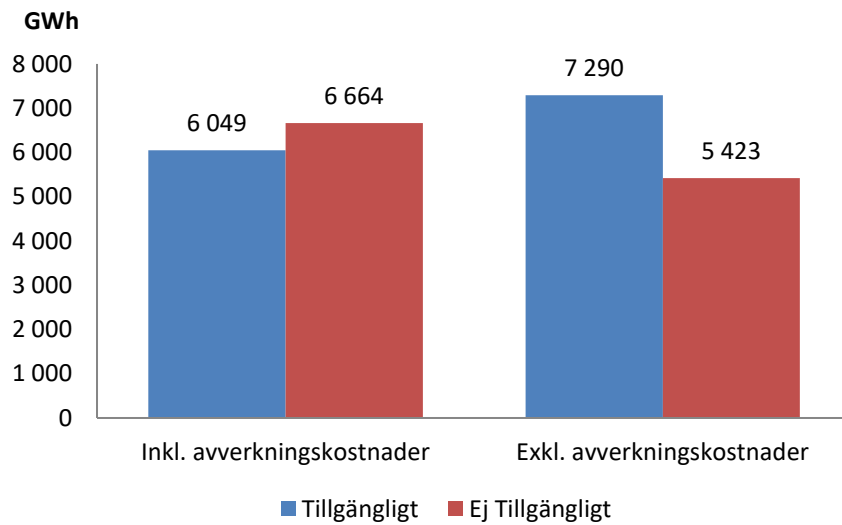




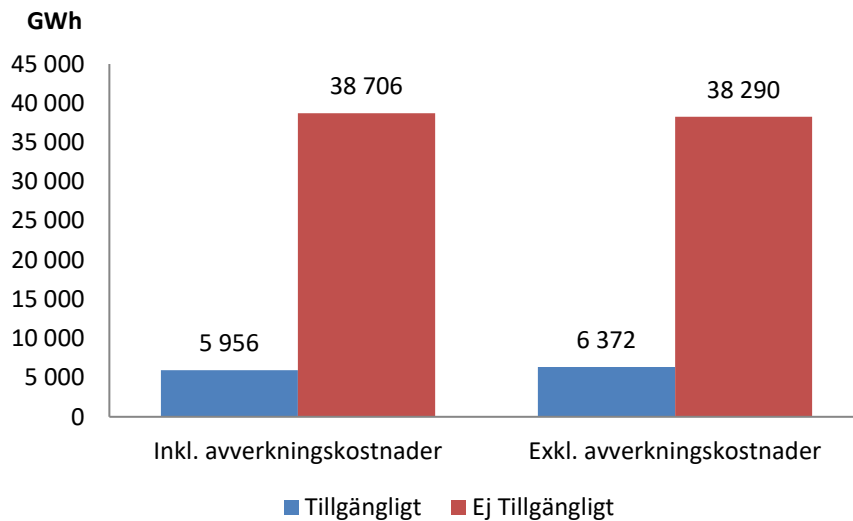
Figur 7.9 Mängd tillgänglig energi inom kraftledningsgator inkl. respektive exkl. hänsyn tagen till avverkningskostnader, GWh.



Figur 7.10 Mängd tillgänglig energi inom småbiotoper vid åkermark inkl. respektive exkl. hänsyn tagen till avverkningskostnader, GWh.



Figur 7.11 Mängd tillgänglig energi inom igenväxande åkermark inkl. respektive exkl. hänsyn tagen till avverkningskostnader, GWh.



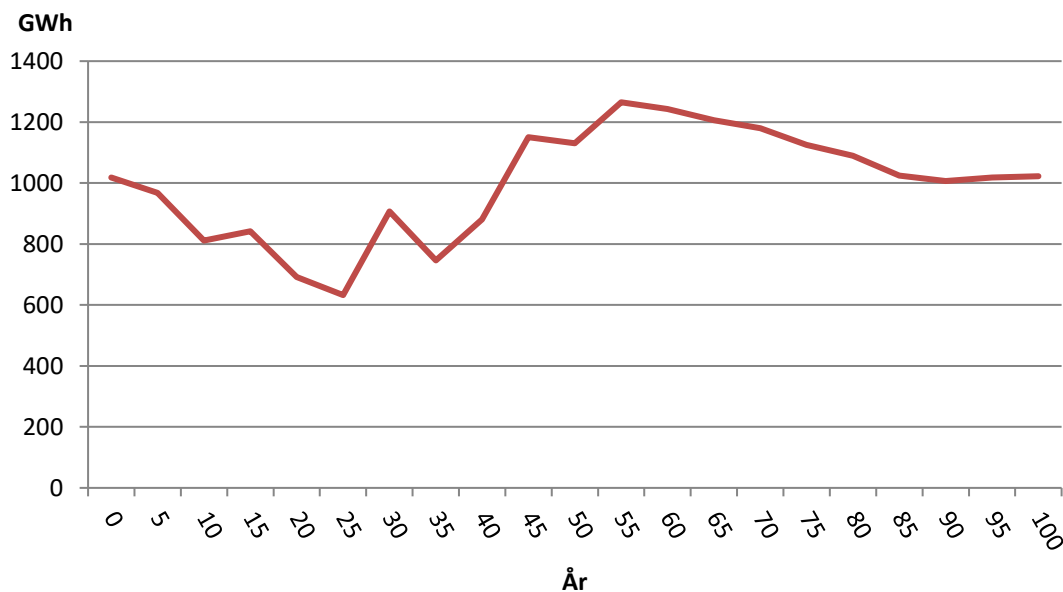
Figur 7.12 Mängd tillgänglig energi inom ängs- och betesmark inkl. respektive exkl. hänsyn tagen till avverkningskostnader, GWh.

## 7.7 Årliga möjliga uttag i kantzoner (5 m) längs väg och åker (10 m)

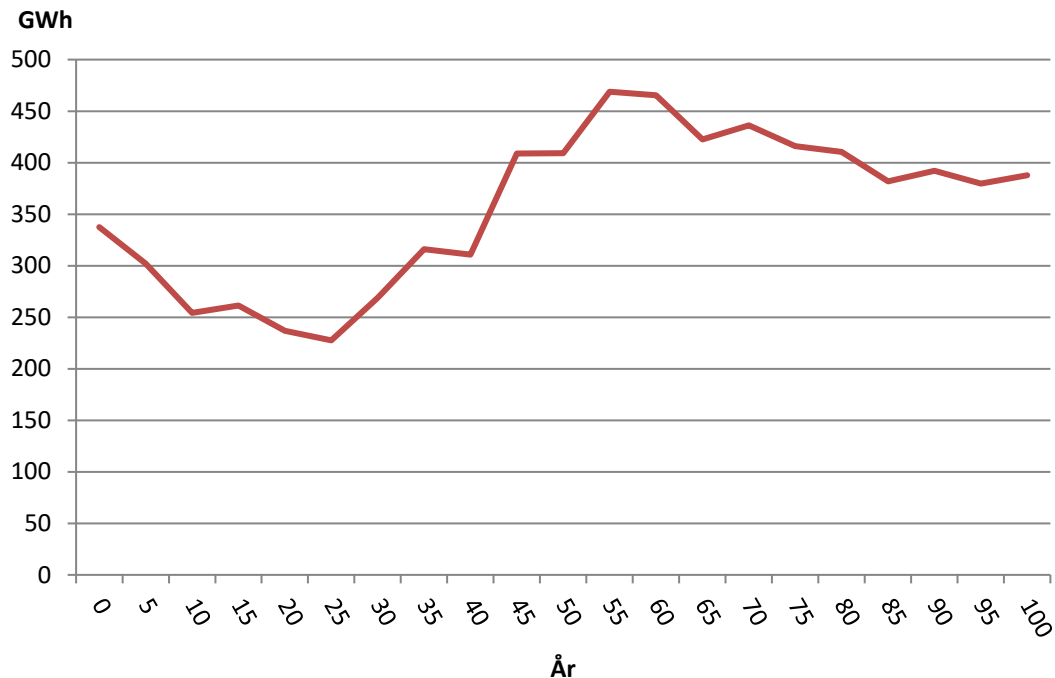
Ett tänkbart alternativ för att få bättre ekonomi och samordningsfördelar är att i samband med uttag på åkermark och i väggkant även göra ett uttag i en yttre zon kring åkrar och vägar. Ett sådant förfarande studerades i samband med resa till Kvarnmon i Jämtland (se Bilaga 3: Intryck från en studieresa i slyets tecken).

I figur 7.13 och 7.14 har Heureka RegVis använts för att skatta ett årligt tänkbart uttag i kantzoner längs väg respektive åkerkant. Beräkningarna baseras att helträdsuttag görs i kantzonen som ett gallringsingrepp. Observera att redovisningarna nu avser årliga uttag i motsats till ovan redovisade mängder. Detta är möjligt eftersom Heurekas tillväxtberäkningar har kunnat tillämpas inom de aktuella kategorierna.

Beräkningen av årliga potentialer ger en bättre förutsättning att bedöma, t.ex., vilka förutsättningar som finns att utveckla system för långsiktig energiförsörjning från de aktuella områdena jämfört med att enbart sammanställa totala tillgångar i nuläget.



Figur 7.13. Årlig energimängd vid uttag i skog inom väggkant (5 m) i form av helträdsuttag vid gallring, GWh.



Figur 7.14. Årlig energimängd vid uttag i åkerkant (10 m) i form av helträdsuttag vid gallring.

## 7.8 Årliga mängder från övriga områdeskategorier

För de övriga områdeskategorierna har Heureka-systemet inte kunnat tillämpas eftersom uppgifter för att driva tillväxtberäkningar m.m. saknas. I syfte att ge en översiktlig bild av den tänkbara potentialen även från dessa kategorier genomfördes översiktliga beräkningar, enligt redovisningen nedan.

Om bruttotillgångarna av biomassa summeras för alla områdeskategorier (förutom grönområden i och runt tätort) finns det, omräknat till energi, idag ca 86 TWh stående förråd. Ett antal studier har beräknat de möjliga årliga uttagen för olika områdeskategorier. I en studie (Iwarsson-Wide et al. 2013) beräknades ett årligt möjligt uttag längs vägar till ca 2 TWh (med 10 m skördebredd). Enligt en annan studie från Skogforsk (Anon 2014) kommer idag ca 2,6 TWh av det primära skogsbränslet från klena stammar, som avverkas i kantzoner längs vägar etc.

### *Beräkningsförutsättningar*

Här antas att uttag görs med olika tidsintervall beroende på områdeskategori. Vidare antas att uttag görs i de tätaste delarna av respektive områdeskategori. För att uppskatta vilka mängder det rör sig om har data från RT tabulerats i intervall som motsvarar det antagna skördeintervallet.

Mängden biomassa vid årliga uttag från respektive kategori har ungefärligen ansatts till den mängd som finns i den övre kvartilen i varje kategori. För väg, järnväg, kraftledning samt igenväxande åker antas att all biomassa tas ut, medan antagandet för småbiotoper vid åker samt ängs- och betesmark är att klenare stammar tas ut medan större träd lämnas kvar.

Med dessa antaganden och nedan angivna tidsintervaller skulle det årliga totala uttaget för de kategorier som redovisas i tabell 7.2 hamna på ca 6,4 TWh. Denna siffra omfattar alltså inte kantzoner längs väg- och åker. Om dessa räknas in tillkommer ca 1,5 milj TWh, vilket innebär en total årlig mängd på ca 7,9 TWh. De aktuella beräkningarna ska ses som en fingervisning på var realistiska uttag skulle kunna hamna. Åtminstone 5-10 TWh/år borde således kunna tas ut under de första 10-20 åren p.g.a. den igenväxning som skett i landskapet. Därefter kommer tillgången att bero mycket på hur de olika områdena sköts.

I beräkningarna användes följande uttagsintervall för de olika kategorierna:

Områdeskategori	Intervall, år	Ton TS per ha vid uttag	Årligt areal, ha
Väg	20	18	10000
Järnväg	10	10	3500
Kraftledning	10	15	16000
Småbiotop åker	20	25	6000
Igenväxande åker	20	50	7000
Ängs- och betesmark	20	20	25000

Tabell 7.2 Årliga uttag för respektive områdeskategori

	Bruttomängd, TWh	Ekonomiskt tillgängligt år 0 <sup>1</sup>	Årligt uttag, TWh
Väg	4,9	3,6	0,8
Järnväg	0,7	0,7	0,2
Kraftledning	3,0	2,1	0,8
Småbiotop åker	19,9	7,2	0,7
Igenväxande åker	12,7	7,3	1,6
Ängs och betesmark	44,7	6,3	2,3
Totalt	85,8	27,2	6,4

<sup>1</sup> För väg, järnväg och kraftledning utan avverkningskostnad eftersom åtgärd kan ses som tvingande.

## 7.9 Diskussion och slutsatser

- Antagandet om att landskapet har förbuskats är korrekt. Den totala mängden biomassa har ökat med 5,6 milj. ton TS under senaste 25 åren, **vilket motsvarar ca 26 TWh**. En ökning har skett i alla områdeskategorierna förutom för igenväxande åkermark. Igenväxande åkermark är dock en områdeskategori där tillståndet år 2010 ej är jämförbart med tillståndet 1995 eftersom det inte är samma arealer som jämförs.
- Störst mängd biomassa återfinns i småbiotoper i jordbrukslandskapet, igenväxande åker och på ängs- och betesmark. Inom bl.a. igenväxande åkermark kan all biomassa tas ut vid avverkning medan uttag från småbiotoper i jordbrukslandskapet samt ängs- och betesmark bör ske genom gallring. Hur uttag görs beror på en mängd faktorer kopplade till ekonomi, legala aspekter och biologisk mångfald.
- Det årligt möjliga uttaget av energi från sly inom områdekategorierna hamnar på ca 6,4 TWh. Om kantzoner kring väg och åker utnyttjas tillkommer ca 1,5 TWh, vilket innebär en total årlig mängd på ca 7,9 TWh. Dessa mängder bygger på ett antal osäkra antaganden men kan ses som en fingervisning på var realistiska uttag skulle kunna hamna.
- Om uttag i kantzoner längs väg (5 m) och åker (10 m) kan samordnas med övriga uttag längs väg och inom småbiotoper på åker kan den tillgängliga mängden biomassa öka rejält eftersom de ekonomiska förutsättningarna förbättras kraftigt.
- Beräkningarna grundas på ett stickprov av Riksskogstaxeringens provtytor med en radie på 7 – 10 m. Detta medför att beräkningarna inte tar hänsyn till geografiska aspekter såsom att det t.ex. krävs vissa minsta sammanhängande områden/sträckor med tillräcklig mängd biomassa för att få ekonomiskt godtagbara uttag.
- Hänsyn till geografiska aspekter med hjälp av bra heltäckande data från exempelvis laserskanningar krävs för att på ett bättre sätt skatta ekonomiskt realistiska uttagsnivåer.

Uttag i Ängs- och betesmark kan eventuellt kopplas till miljöstödsystemet, något som hittills inte gjorts.

Det krävs ytterligare metodutveckling, analyser och utredning för att mera tillförlitligt beräkna vilka mängder biomassa från sly som är årligen tillgängliga. De beräkningar som redovisas ovan är relativt grova överslag, samtidigt som grundmaterialet (Riksskogstaxeringen) håller hög kvalitet. Beräkningarna har också tagit hänsyn till ett flertal ekonomiska och tekniska restriktioner.

*Våra beräkningar indikerar att siffran 5-10 TWh/år är ett realistiskt intervall för de årliga uttagen under de närmaste 10-20 åren.*

## 7.10 Referenser

Anon. (1992). "Skogspolitiken inför 2000-talet, bilagor II, bilaga 10." SOU 1992:76: pp. 1-205.

Anon. 2014. Skogsbränslen i Sverige. 2014-06-18.

<http://www.skogforsk.se/sv/Om-oss/Organisation-/Forskning/Skogsbransle/Skogsbranslen-i-Sverige/>

Iwarsson Wide, M., Olofsson, K., Wallerman, J., Sjödin, M., Torstensson, P. O., Aasland, T., Barth, A. & Larsson, M., 2013. Effektiv volymuppskattning av biomassa i vägkanter och ungskogar med laserdata Arbetsrapport nr 804. Skogforsk.

Marklund, LG (1988). "Biomassafunktioner för tall, gran och björk i Sverige." *Institutionen för skogstaxering, SLU. Rapport 45*.

Tomppo et al., Eds. (2010). Sweden. National Forest Inventories: Pathways for Common Reporting. pp. 541 – 553. Springer.

Wikström, P., Edenius, L., Elfving, B., Eriksson, O., L., Lämås, T., Sonesson, J., Öhman, K., Wallerman, J., Waller, C. and Klintebäck, F. (2011). "The Heureka Forestry Decision Support System: An Overview." *Mathematical and Computational Forestry and Natural-Resource Sciences*. **Vol. 3(2)**: pp. 87–94.

## 8 Grönområden i och runt tätorter

Inom tätorter och i tätorternas utkanter finns olika typer av kommunalt ägda grönområden varav en del innehåller träd och buskar. Innan tätortsexploateringen var dessa marker antingen mer eller mindre produktiv skogsmark, åkermark eller betesmark. Vegetationstätheten varierar därför alltifrån enstaka träd till rester av tidigare mer sammanhängande skogsbestånd. Sådana ytor är viktiga miljöer för de boendes rekreation och kräver fortlöpande underhåll bl a i form av röjning av sly. På en del sådana ytor sker även en viss utgallring av större träd.

Många kommuner har skogsinnehav som kan uppgå till flera tusen hektar. Skogarna kan delvis ligga inom detaljplanelagt område och det tycks vara vanligt att dessa skogar kan vara klassade som naturreservat eller naturvårdsområde med restriktioner i skogens brukande. Dessa tätortsnära skogar är vanligtvis en del av tätorternas rekreationsytor och hyser t ex vandringsstråk och motionsspår. Skötseln liknar mer parkskötsel än regelrätt skogsbruk. Även om visst virkesuttag sker går skördad biomassa i hög grad till flisning.

Inom tätorterna växer också träd och buskar längs trafikerade vägar och längs promenadvägar. När vegetationen breder ut sig ger detta siktproblem och säkerhetsrisker för såväl vägtrafikanter som promenerande och måste därför återkommande röjas bort.

Som redan nämnts finns ingen landsomfattande redovisning av kommunernas grönområden med sina inslag av mer sammanhängande skogsmark.

I denna del av projektet har vi av resursskäl valt att belysa slytillgångarna inom och i anslutning till tätort genom att välja ut två kommuner nämligen Uppsala och Jönköping. I de siffror som redovisas ingår flis med ursprung i parkröjningar inom tätort, längs vägar, nära hus samt röjningar i tätortsnära kommunägda skogar. Här kan även ingå mindre kvantiteter sly och flis från röjningar i kommunernas kranstätorter.

### 8.1 Principer för biobränsleuttag

I kommunerna hanteras slyröjning och gallring på olika sätt och med olika intensitet. Vanligt är att tjänsterna köps av skogsnäringsens företrädare och skogsentreprenörer när det gäller röjning och gallring av mer sammanhängande skogspartier. Röjning av mindre slyförekomster längs vägar och i t ex igenväxande betesmarker genomförs ofta i form av beredskapsarbeten i parkförvaltningens regi eller upphandlas av mark och parmarksförvaltande entreprenörsföretag.

Använd avverkningsteknik varierar också alltifrån manuell röjning till användning av skogsskördare med anpassade skördarhuvuden. I Jönköping har man t ex under senare tid alltmer utnyttjat en sk bioklipp, en traktor med en 11 meters kranarm försedd med särskilt skördeaggregat (bräckeclippen). Härigenom har röjningskapaciteten avsevärt höjts och också lett till att skörde- och hanteringskostnaden bärs upp av flisintäkten. Årligen producerar denna maskin ca 3 000 m<sup>3</sup>s. I båda kommunerna gäller annars erfarenheten att kostnaderna överstiger intäkterna, en situation som en kommun tvingas leva med då skötseln är en nödvändig del i den kommunala servicen men en situation som inte kan gälla om slytäkt skall genomföras i ett renodlat syfte att mer landsomfattande leverera energiråvara.



Det avverkade materialet samlas ihop i vältor intill avverkningsytan där flisning sker eller så transportas ris och virke till en central plats där flisning sker med olika typer av flisningsmaskiner.

## 8.2 Tillgångar av biomassa i tätorter

Vid kontakt med de två utvalda kommunerna Uppsala och Jönköping kunde konstateras att data saknas för att kunna åstadkomma en kvantifiering av bruttotillgångar av biomassa för energiändamål i tätortsmiljö. För att ändå få en uppfattning om dessa tillgångars storlek har vi inhämtat uppgifter om årlig avverkning uttryckt som m<sup>3</sup>s och MWh. Genom att dividera sådana uppgifter med tätortens totala areal har en siffra på årlig avverkning per ha erhållits.

Tabell x

Kommun	Tätortsareal, ha (2010)*	Årlig avverkning, m <sup>3</sup> flis	m <sup>3</sup> s per ha total tätortsyta och år	MWh per ha total tätortsyta och år	MWh per år
Uppsala	4 877	6 000	1,23	0,94	4 600
Jönköping	4 482	12 000	2,67	2,1	9 400
Totalt landet	537 615	9 000	1,95	1.52	800 000

\*SCB statistik

Uppsala stad med sina landsortstätorter ligger i Svealands slättbygd med stor andel åkermark medan Jönköpings kommun är en mer typisk skogsdominerad kommun. Tillsammans representerar dessa två kommuner ganska bra det svenska tätortsbeståndet men eftersom underlaget minst sagt är litet blir beräkningarna tämligen osäkra.

Gör man sedan antagandet att motsvarande årlig avverkning sker i övriga landets tätorter, där halva tätortsbeståndet ser ut som i Uppsala och den andra halvan som i Jönköping, finner man att man i tätortsmiljö årligen uthålligt kan ta ut minst 0,8 TWh. Vi noterar också att man i Jönköping inte bara har mer träd- och buskbevuxen mark utan även ger slyröjandet en högre prioritet jämfört med Uppsala. Tror man att ett framtida mer aktivt slyskördande kommer att utvecklas och då mer likt det årliga uttaget i Jönköping ökar den nationella kvantiteten till 1.1 TWh som ett årligt uthålligt uttag.

## 8.3 Diskussion

De studerade kommunerna anser båda att den årliga avverkning som man har råd med och hinner med är helt otillräcklig relativt vad som skulle behöva röjas och gallras. Man har ofta en dålig organisation för att åstadkomma en kostnadseffektiv verksamhet. Varje kommun får idag utveckla sin egen verksamhet och gör vissa rationaliseringsframsteg som i exemplet med bioklippen i Jönköping men efterlyser också hjälp med rådgivning om effektiv teknik och effektiva system för hantering.

## 8.4 Slutsatser av slytäkt i och runt tätorter

- Stora mängder sly finns i denna områdeskategori. Bruttotillgångarna har inte kunnat kvantifieras i de studerade kommunerna då arealuppgifter saknas. Dessa bör dock ligga i storleksordningen 15-20 TWh.
- Den årliga röjningstakten understiger kraftigt det behov som finns att röja.
- Uppgifter om årlig röjning och flisproduktion i de studerade kommunerna visar att man inom och runt svenska tätorter årligen uthålligt bör kunna ta ut minst **1 TWh**.
- Kommunerna måste genomföra viss röjning av säkerhetsskäl intill vägar och i rekreationsområden. Normalsituationen tycks vara att kostnaderna överstiger flisintäkterna och att underskottet finansieras med kommunala skattemedel.
- Avverkningstakten kan ökas och kostnaderna sänkas till ett positivt ekonomiskt netto om mer effektiv skördeteknik används.
-

## 9. Entreprenörskap och sysselsättning

### 9.1 Offentlig statistik om sysselsättning och företag

Offentlig statistik om sysselsättning och företag utgår vanligen från branschindelning enligt Svensk näringsgrensindelning (SNI), senaste versionen 2007. SNI-indelningen bygger på de aktiviteter företagen uppger att de sysslar med. På den högsta aggregerade nivån finns en gemensam klass för jordbruk, skogsbruk och fiske. På underliggande den underliggande nivån skiljer man mellan å ena sidan jordbruk och jakt samt service till detta, skogsbruk och service till skogsbruket såsom röjning, avverkning med mera respektive fiske (SCB, 2014a; d).

Den verksamhet som den här rapporten har som fokus ligger i gränslandet mellan jordbruk och skogsbruk. Det medför vissa problem med näringsgrensindelningen och möjligheten att enkelt använda data från offentlig statistik.

### 9.2 Jordbrukets- och skogsbrukets företag och bidrag till samhällsekonomin

Jordbruket, skogsbrukets och fiskets gemensamma bidrag till Sveriges BNP uppgick 2013 till knappt 2 procent (SCB, 2014c). Man kan dock förutsätta att bidraget är avsevärt större regionalt och framförallt lokalt (Forsell, 2012; Lindberg, 2012). Flertalet företag i jordbruks-, skogsbruks- och fiskebranschen är mycket små företag (SCB, 2014b).

Om vi tittar särskilt på de områden som skulle kunna klassificeras som landsbygd vet vi bland annat att det jämfört med hela Sverige är (Tillväxtanalys, 2009):

- en större andel av de sysselsatta som arbetar i jordbruket, skogsbruket eller fisket
- en större andel av de sysselsatta arbetar i små företag.
- inkomsten per invånare är lägre
- sysselsättningsgraden är lägre

Vi vet också att skogsbruket i Sverige ger helårssysselsättning för omkring 10 000 personer och att merparten av skogsarbetet sker i mycket små företag (Hultåker, 2006).

### 9.3 Sysselsättningspotential och påverkan på samhällsekonomin

Sysselsättningseffekterna av förnybar energi är dåligt utredd. Det gäller även bioenergisektorn. För skogsenergi angavs i slutet av 70-talet 500 årsarbetstillfällen per miljon fastkubikmeter eller 250 årsarbetstillfällen per TWh i driftsverksamhet, i slutet av 90-talet 300 årsarbetstillfällen per TWh (KSLA, 2013).

Lindberg (2012) modellerar effekterna på produktionsvärde och sysselsättning i olika delar av jordbruket och skogsbruket och presenterar multiplikatorer för förändring i efterfrågan på sektorns produkter. En efterfrågeökning på 1 miljon kronor anger Lindberg multiplikatorer för den inducerade effekten på hela svenska ekonomin för:

- Skogsbruk för arbetstillfällen 1,04/miljon kronor och för det samlade produktionsvärdet 1,55
- Jordbruksservice (t.ex. körning med maskiner) för arbetstillfällen 3,62/miljon kronor och för det samlade produktionsvärdet 2,89

En efterfrågeökning i skogsbruket på 1 miljon kronor skulle alltså ge upphov till 1,04 arbetstillfällen i hela ekonomin och ett ökat samlat produktionsvärde i hela ekonomin på 1,55 miljoner kronor. En efterfrågeökning i jordbruksservice-sektorn på 1 miljon kronor skulle ge upphov till 3,62 arbetstillfällen i hela ekonomin och ett ökat samlat produktionsvärde i hela ekonomin på 2,89 miljoner kronor.

Ska man betrakta slytäkt som skogsbruk eller jordbruksservice, vilket bland annat innefattar körning med maskiner? Vad gäller arbetsinnehållet ligger slytäkt nog närmre det som Lindberg (2012) avser med jordbruksservice. Vad gäller produktens användning liknar slytåkten skogsbruk. I beräkningar av sysselsättningspotential och påverkan på samhällsekonomin kommer vi därför att redovisa beräkningar med multiplikatorerna för båda sektorerna. Om man antar att produktionsvärdet för flis är 195 miljoner kr/TWh (Anon, 2014) hamnar sysselsättningseffekten med Lindbergs multiplikatorer mellan 203 och 706 arbetstillfällen per TWh, vilket är i samma storleksordning som tidigare studier har visat (KSLA, 2013).

Beräkningarna av sysselsättningseffekt och påverkan utgår dels från de multiplikatorer som Lindberg (2012) redovisar för sysselsättningseffekt och påverkan på samhällsekonomin och dels från de antaganden om årligt uttag av tekniskt och ekonomiskt tillgängliga energimängder som redovisas i kapitel 7. Som produktionsvärde använder vi priset fritt industri (Anon, 2014) på 195 kr/MWh vilket är 195 miljoner kr/TWh. Sett över längre tid är priset fritt industri ungefär detsamma som priset fritt värmeverk. Beräkningarna redovisas både för Lindbergs (2012) multiplikatorer för skogsbruk (Tabell 9.1) och service till jordbruk (Tabell 9.2).

Tabell 9.1 Ekonomiskt och tekniskt tillgängliga energimängder och produktionsvärde (195 milj. kr/TWh) samt effekten på arbetstillfällena (multiplikator 1,04) och det samlade produktionsvärdet (multiplikator 1,55) under den första 10-20-årsperioden när slytäkt betraktas som skogsbruk.

	Årligt uttag första 10-20 åren (TWh)	Årligt produktionsvärde (milj. kr)	Årliga arbetstillfällena (antal)	Årligt nettotillskott till samhällets samlade produktionsvärde (milj. kr)
Väg	0,8	156	162	242
Järnväg	0,2	39	41	60
Kraftledning	0,8	156	162	242
Småbiotop åker	0,7	137	142	212
Igenväxande åker	1,6	312	324	484
Ängs- och betesmark	2,3	449	467	696
<b>Totalt</b>	<b>6,4</b>	<b>1248</b>	<b>1298</b>	<b>1934</b>

Tabell 9.2 Ekonomiskt och tekniskt tillgängliga energimängder och produktionsvärde (195 milj. kr/TWh) samt effekten på arbetstillfällena (multiplikator 3,62) och det samlade produktionsvärdet (multiplikator 2,89) under den första 10-20-årsperioden när slytäkt betraktas som service till jordbruk.

	Årligt uttag första 10-20 åren (TWh)	Årligt produktionsvärde (milj. kr)	Årliga arbetstillfällena (antal)	Årligt nettotillskott till samhällets samlade produktionsvärde (milj. kr)
Väg	0,8	156	565	451
Järnväg	0,2	39	141	113
Kraftledning	0,8	156	565	451
Småbiotop åker	0,7	137	496	396
Igenväxande åker	1,6	312	1129	902
Ängs- och betesmark	2,3	449	1625	1298
<b>Totalt</b>	<b>6,4</b>	<b>1248</b>	<b>4518</b>	<b>3607</b>

En begränsning i de beräkningar som redovisas är att en mängd externa faktorer betraktas som konstanta. Det gäller till exempel efterfrågan, produktionsvärdet och konkurrensen från andra energikällor. Beräkningarna utgår också från att hela den tillkommande produktionen kan finna avsättning. Ytterligare en begränsning är osäkerheten om huruvida slytäkten bör betraktas som skogsbruk eller service till jordbruk. Linbergs (2012) multiplikatorer för skogsbruk (Tabell 9.1) stämmer bäst överens med det som redovisats i tidigare studier (KSLA, 2013).

## 9.4 Entreprenörskap och företagsamhet

Inom vetenskapen finns delvis motstridiga perspektiv på entreprenörskap. Gemensamt för de flesta är dock att entreprenörskap handlar om en dynamisk kraft att se och utveckla nya affärsmöjligheter. Det nya kan utvecklas i befintliga företag eller i nya (exv. Knight, 1957/19211; Shumpeter, 1926; Kirzner, 1973).

De existerande företagen i svenskt skogsbruk är oftast små. Studier visar att dessa företag ofta har begränsad förmåga att själva utveckla sin verksamhet, även om exempel på motsatsen också går att hitta. Mycket utvecklingsarbete sker i nära samarbete med och efter krav från uppdragsgivarna. Utvecklingen tvingas fram av yttre tryck snarare än av företagarens egen förmåga (exv. Norin, 2002; Hultåker, 2006).

Man kan tänka sig två utvecklingsscenarier. Endera utvecklas affärsmöjligheterna med slytäkt i befintliga företag i skogsbruket. I de flesta fall kommer i så fall ett starkt yttre tryck från befintliga uppdragsgivare att krävas. Eller utvecklas verksamheten med slytäkt i företag som idag inte är verksamma i branschen och som själva ser nya affärsmöjligheter.

Vi vet att merparten av arbetet i svenskt skogsbruk idag utförs i småföretag och att små företag är överrepresenterade bland arbetsgivare på landsbygden. Oavsett vilket scenario man håller för troligt är det därför rimligt att anta att de nya arbetstillfällena som verksamheten med slytäkt kan ge kommer att finnas i små företag.

## 9.5 Sammanfattning

- Ökad slytäkt skulle kunna ge mellan 1 298 och 4 518 årsarbetstillfällena under den första 10-20-årsperioden. Det lägre antalet arbetstillfällena är mer troligt.
- Ökad slytäkt skulle kunna öka samhällets samlade produktionsvärde med mellan 1 934 och 3 608 miljoner kronor per år under den första 10-20-årsperioden. Det lägre beloppet är mer troligt.
- Vi kan anta att flertalet av arbetstillfällena skulle uppkomma i små företag med landsbygdsanknytning.

## 9.6 Referenser

Anon. 2014. Trädbränsle- och torvpriser 1-2014. Statistiska meddelanden EN 0307 SM 1401. Energimyndigheten. Eskilstuna.

Forsell, L., 2012. Jord- och skogsbrukets betydelse för samhälle och miljö. Lantbrukarnas riksförbund. Stockholm.

Hultåker, O. 2006. Entreprenörskap i skogsdrivningsbranschen: En kvalitativ studie om utveckling i små företag. Acta Universitatis Agriculturae Sueciae 2006:87. Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.

Kirzner, I. 1973. Competition and entrepreneurship. 7. tryckn. The University of Chicago Press. Chicago, IL.

Knight, F. H. 1957/1921. Risk, uncertainty and profit (First edition reprinted with an additional chapter). 8. tryckn. London School of Economics and Political Science. London. Orig.utg. 1921 av Houghton Mifflin Company]

KSLA, 2013. Förnybar energi: Sveriges okända gröna revolution. Kungl. Skogs- och lantbruksakademiens tidskrift 8:2013. Kungl. Skogs- och lantbruksakademien, Stockholm.

Lindberg, G., 2012. Jordbrukets betydelse i samhällsekonomin: Kalkyler avseende 2008. Nordregio Working Paper 2012:4. Nordregio, Stockholm.

Norin, K. 2002. Upphandling och försäljning av entreprenadtjänster i skogsbruket: En diskussion om affärskoncept som stöder drivningssystemens utveckling. Redogörelse 2002:1. Skogforsk. Uppsala. 31 ss. (Forestry-contractor services: Buying and selling: A discussion of business approaches that support developments in logging systems. Summary in English)

SCB, 2014a. Branschindelning: SNI 2007, SNI 2002, SNI 92.

[http://www.scb.se/sv\\_/Dokumentation/Klassifikaationer-och-standarder/Branschindelning-SNI-2007-SNI-2002-SNI-92/](http://www.scb.se/sv_/Dokumentation/Klassifikaationer-och-standarder/Branschindelning-SNI-2007-SNI-2002-SNI-92/) . Statistiska centralbyrån, Stockholm. (7/5-2014).

SCB, 2014b. SCB:s företagsregister 2014.

[http://www.scb.se/Grupp/Produkter\\_Tjanster/Offentliga%20reg/Foretagsregistret/\\_Dokument/Foretagsregistrets-broschyr.pdf](http://www.scb.se/Grupp/Produkter_Tjanster/Offentliga%20reg/Foretagsregistret/_Dokument/Foretagsregistrets-broschyr.pdf) . Statistiska centralbyrån, Stockholm (7/5-2014).

SCB, 2014c. Statistisk årsbok 2014.

[http://www.scb.se/Statistik/\\_Publikationer/OV0904\\_2014A01\\_BR\\_00\\_A01BR1401.pdf](http://www.scb.se/Statistik/_Publikationer/OV0904_2014A01_BR_00_A01BR1401.pdf) . Statistiska centralbyrån, Stockholm. (7/5-2014).

SCB, 2014d. SNI2007, rubriker och texter, sortering SNI2007.

[http://www.scb.se/Grupp/Hitta\\_statistik/Forsta\\_Statistik/Klassifikaationer/\\_Dokument/SNI-2007-snisorterad.pdf](http://www.scb.se/Grupp/Hitta_statistik/Forsta_Statistik/Klassifikaationer/_Dokument/SNI-2007-snisorterad.pdf) . Statistiska centralbyrån, Stockholm. (7/5-2014).

Schumpeter, J. 1926. Theorie der wirtschaftlichen Entwicklung: Eine Untersuchung über Unternehmergeinn, Kapital, Kredit, Zins und den Konjunkturzyklus. 2. uppl. Verlag von Duncker & Humblot. München.



Tillväxtanalys, 2009. Befolkning, service och företagande i Sveriges gles- och landsbygder. Myndigheten för tillväxtpolitiska utvärderingar och analyser, Östersund.

Forsell, L., 2012. Jord- och skogsbrukets betydelse för samhälle och miljö. Lantbrukarnas riksförbund. Stockholm.

KSLA, 2013. Förnybar energi: Sveriges okända gröna revolution. Kung. Skogs- och lantbruksakademiens tidskrift 8:2013. Kungl. Skogs- och lantbruksakademien, Stockholm.

Lindberg, G., 2012. Jordbrukets betydelse i samhällsekonomi: Kalkyler avseende 2008. Nordregio Working Paper 2012:4. Nordregio, Stockholm.

SCB, 2014a. Branschindelning: SNI 2007, SNI 2002, SNI 92.  
[http://www.scb.se/sv\\_/Dokumentation/Klassifikationer-och-standarder/Branschindelning-SNI-2007-SNI-2002-SNI-92/](http://www.scb.se/sv_/Dokumentation/Klassifikationer-och-standarder/Branschindelning-SNI-2007-SNI-2002-SNI-92/) . Statistiska centralbyrån, Stockholm. (7/5-2014).

SCB, 2014b. SCB:s företagsregister 2014.  
[http://www.scb.se/Grupp/Produkter\\_Tjanster/Offentliga%20reg/Foretagsregistret/\\_Dokument/Foretagsregistrets-broschyr.pdf](http://www.scb.se/Grupp/Produkter_Tjanster/Offentliga%20reg/Foretagsregistret/_Dokument/Foretagsregistrets-broschyr.pdf) . Statistiska centralbyrån, Stockholm (7/5-2014).

SCB, 2014c. Statistisk årsbok 2014.  
[http://www.scb.se/Statistik/\\_Publikationer/OV0904\\_2014A01\\_BR\\_00\\_A01BR1401.pdf](http://www.scb.se/Statistik/_Publikationer/OV0904_2014A01_BR_00_A01BR1401.pdf) . Statistiska centralbyrån, Stockholm. (7/5-2014).

SCB, 2014d. SNI2007, rubriker och texter, sortering SNI2007.  
[http://www.scb.se/Grupp/Hitta\\_statistik/Forsta\\_Statistik/Klassifikationer/\\_Dokument/SNI-2007-snisorterad.pdf](http://www.scb.se/Grupp/Hitta_statistik/Forsta_Statistik/Klassifikationer/_Dokument/SNI-2007-snisorterad.pdf) . Statistiska centralbyrån, Stockholm. (7/5-2014).

Tillväxtanalys, 2009. Befolkning, service och företagande i Sveriges gles- och landsbygder. Myndigheten för tillväxtpolitiska utvärderingar och analyser, Östersund.

# 10 Skördesystem, teknik och ekonomi

## 10.1 Skördesystemet i sammanfattning

Några väsentliga slutsatser av arbetet med skördesystemet ges i följande punkter:

- Avverkningsmomentet är den tunga kostnadsposten vid slytäkt.
- Avverkningskostnaden ökar exponentiellt med minskad medelstam (m<sup>3</sup> per träd).
- Om slyavverkning ändå skall ske, t.ex. vid röjning av vägkanter, åkerrenar, naturvårdsobjekt, etc., kan man istället se slytäkten som ett täckningsbidrag för avverkningen.
- Gallring i beståndskant upp till 10 m från maskinen kan öka lönsamheten starkt.
- System med flisning vid avlägg ger låga kostnader för flisning (stor, effektiv flismaskin) respektive för transport (kompakt last för flis).
- Pågående utveckling av aggregat som kan avverka och ackumulera stammar kontinuerligt kan ge ökad effektivitet.

Några av slutsatserna visas i figur 10.1:

## Kostnader vid slytäkt

Avverkningskostnaden är den största posten vid slytäkt.  
Dessutom är den känslig för trädets storlek.



Figur 10.1 Väsentliga faktorer som påverkar kostnaden för slytäkt

## 10.2 Bakgrund och frågeställning

Att röja ner småträd och buskar efter vägkanter är en åtgärd som av tradition räknats till vägunderhållet. Om vegetationen i vägrenen tillåts växa fritt kommer, förutom att sikten försämrats, fukt att bindas in i vägkroppen och skada vägen. Denna röjning ger således en kostnad som belastar väghållaren. Röjningen sker vanligtvis med s.k. släntklippning, vilket i dagsläget kostar ca 2 500 kr per km väg (röjning på båda vägsidorna). Kostnaden för släntklippning beror mycket på den hastighet som maskinen kan hålla som i sin tur beror av antalet och grovleken på de träd som ska klippas ned. Om träden inte är grövre än 4 cm i rotskåret kan släntklippen hålla en hastighet av ca 3 km/h och kostnaden blir ca 1 000 kr per km. Om rotskåret på många av träden däremot är ca 10 cm går det inte att köra fortare än ca 1 km/h och släntklippningen kostar då ca 3 500 kr per km. Är många av träden ännu grövre ökar kostnaden avsevärt.

På motsvarande sätt finns det av olika skäl ofta behov att röja i kantzoner längs åkerrenar, järnvägar och kraftledningar, på överbliven mark i tätorter samt inom skötselkrävande rekreations- och naturvårdsobjekt. Kostnaden för sådan röjning kan ställas mot det netto som ett tillvaratagande av vegetationen ger. Vegetationen i nämnda zoner, etc. är idag en relativt outnyttjad resurs för skogsbränsle, mycket beroende på att lönsamheten vid tillvaratagande varit dålig. Med stigande priser och ökande efterfrågan på skogsbränsle blir det dock alltmer intressant att tillvarata denna resurs och att utveckla effektiva metoder och tekniker. Studier tyder på relativt god lönsamhet vid uttag av skogsbränsle längs vägkanter. För väghållare kan det således vara en god affär att ta tillvara skogsbränslet istället för att bara röja ner det.

## 10.3 Databehov vid slytäkt

Biomassavolymer varierar dock stort, från vägsträckor helt utan småträd och buskar till sådana som har flera tiotusentals stammar per hektar. Även dimensionerna på väggkantsträden varierar. För lönsamheten vid tillvaratagande är det av stor vikt att endast avverka de väggkanter som håller tillräckliga volymer. Uttaget bör vara minst 40 ton TS per km vägsträcka.

Ett av de stora problemen vid den operativa planeringen av tillvaratagande är att uppskatta uttagsvolymerna. En möjlighet att lösa detta kan vara att använda laserskanningsteknik och att med dess hjälp utveckla en metod som gör det möjligt att kartera stora områden. Syftet är att identifiera potentiellt lönsamma avverkningsområden, både längs kantzoner, inom skötselkrävande objekt och i unga täta bestånd. Data från flygburen laserskanning har förmågan att mäta såväl skogens höjd som dess täthet. Resultatet kan bli mycket noggranna skattningar för medelålders och äldre skog.

Metoden visar även en god potential att kunna effektivisera biobränsleuttag framförallt i ungskog, dels genom att identifiera lönsamma områden och därmed kunna undvika olönsamma uttag, dels genom att leverera hög rumslig noggrannhet (Iwarsson Wide m fl., 2013). I kombination med ett kalkylverktyg utvecklat på Skogforsk kan man då identifiera potentiellt lönsamma trakter. Med höga maskinkostnader kan metoden användas för att styra avverkningen till områden som beräknas vara lönsamma. Modern laserscanning kan också vara en metod att använda (Andersson 2009) och (Iwarsson Wide m fl 2013)

## 10.4 Allmänt om system för slytäkt

Slytäkt i bland annat väggkanter, åkerrenar, kraftledningsgator och inom skötselkrävande naturvårdsobjekt kan till stor del utföras med teknik och system, som redan utvecklats för klen gallring respektive för tillvaratagande av hyggesrester, s.k. grot, från slutavverkning. Den mest kostnadskrävande operationen, i flödeskedjan från stående sly fram till eldning av flisen, är fällning och sammanföring av slyet. Här har tidsstudier utförts i väggkanter och kraftledningsgator parallellt med pågående maskinutveckling. Flerträdshanterande skördaraggregat är ett utvecklingssteg, som är en förutsättning för att kunna hantera de klena stammar som slyavverkning innebär. Fortsatt maskinutveckling av skördare för sly kan förutses, och en prototyp till ett aggregat som kan avverka och ackumulera stammar kontinuerligt är under utveckling.

I första hand är det två faktorer som påverkar tidsåtgången vid skörd av sly. Dels stammarnas medeldimension, den så kallade medelstammen, som uttrycks i kubikmeter fast stamvolym under bark alternativt i kg torrsubstans, dels beståndstätheten som bland annat kan beskrivas i stammar per hektar, kubikmeter fast mått under bark per hektar eller i ton TS (torrsubstans) per hektar. Det sista av dessa uttryck kan sägas vara det som mest direkt kan kopplas till produkten i detta sammanhang, d.v.s. mängden bränsleflis som i transportledet ibland uttrycks som kubikmeter stjälp mått, m<sup>3</sup>s. I situationer där prototyper ska studeras framförallt med avseende på prestationen är det svårt att lägga upp studien så att man med säkerhet kan hålla isär de olika påverkande variablerna med oberoende observationer och tillräcklig spridning i enskilda variabler. Maskintyper utvecklas mellan studietillfällen, studieobjekten varierar, produktionssystemet modifieras. I detta fall har prestationen för fällning och läggning av sly hämtats från studier av flerträdshanterande skördare i klen gallring och avverkning längs väggkanter, medan skotning, flisning och vidaretransport, administration, etc. tagits från andra passande studier. Medelstammens och beståndstäthetens inflytande på prestationen har därför inte kunnat särskiljas, vilket innebär restriktioner vid användandet av den utvecklade kalkylmodellen. Typiska prestationer idag vid tillvaratagandet (avverkning och skotning) ligger på 2,5 - 4 ton torrsubstans per G<sub>0</sub>-timme. Lönsamheten kan vara relativt god med avverkningsnetton runt 10 000 kr per km väg, om dimensionerna är från ca 5-6

centimeter i diameter i brösthöjd. Om en stor andel av stammarna är 3 centimeter eller mindre i brösthöjdsdiameter, bör man överväga att kombinera avverkningen med en släntklippning. Det vore önskvärt med en breddavverkande maskin, som klarar av att avverka och tillvarata både grövre stammar och mycket klent sly i en och samma operation.

Skogsbränsle från kantzoner mm har god kvalitet tack vare relativt hög andel stamved. Det är också förhållandevis oproblemiskt att hantera. Vanligen sker lagring och sönderdelning vid aktuell kantzon, och flisen transporteras sedan direkt, eller via terminal, till kunden.

Beroende av medelstam i uttaget och antal uttagna stammar per hektar eller kilometer har man olika produktivitet och lönsamhet vid olika förutsättningar. Då man jämför anskaffningskostnaderna, från skog till industri, för olika hanteringskedjor är det viktigt att känna till avgörande faktorer som uttagets storlek och medelstam, drivningskostnader, kostnader för flisning, lagring samt prisrelationen mellan olika sortiment och transportavstånden till olika industrier.

Ett kalkylark med beräkningsfunktioner har således tagits fram för slytäkt i vägkant. Avsikten är att detta ska användas dels för att analysera prestationer och därmed kostnader vid avverkning i olika beståndstyper med avseende på medelstam och beståndstäthet. Därefter kommer betydelsen av avståndet till eldningsanläggningen tas in via data från Riksskogstaxeringen för att utreda potentialen och förutsättningen att skörda sly regionalt och nationellt för olika typer av slytäkt.

## 10.5 Delsystem

### 10.5.1 Avverkning

För att kunna ta ut de betydande volymerna skogsbränsle som finns i röjnings- och förstagallringsbestånd krävs en effektiv avverkningsteknik för klena träd. Teknik och metoder för detta behöver utvecklas. Men redan genom att utnyttja dagens teknik på bästa sätt kan produktion och ekonomi förbättras och i många bestånd ge ett positivt netto.

Avverkning av klena stammar kan utföras på olika sätt. Traditionellt och huvudsakligen sker det genom att avverka mycket klena stammar, i projektet även kallat sly, med en släntklippare alternativt med motormanuell röjning med röjsåg, utan tillvaratagande av skogsbränsle.

Avverkningen kan även utföras mekaniserat med flerträdshanterande aggregat, vilka avverkar stammarna en och en. Aggregaten sitter i kranspetsen och kan samla upp kapade stammar och ackumulera träden stående och sedan hantera skogsbränslet som trädbuntar, vilket är nyckeln till sänkta kostnader. Det finns bra belägg för användning av flerträdshanterande aggregat i slyskog enligt studier utförda inom Skogforsk.

Fällning av klena träd kan göras med klipp, sågklinga eller sågsvärd. Varje teknik har sina för- och nackdelar. Klipp är t.ex. robusta i stenig terräng men långsammare vid avskiljningen. Klingor är snabbare i avskiljningen, men känsligare för stenig terräng. Sågsvärd, som används vid traditionell avverkning, är flexibla då man enkelt kan växla mellan massaveds- och energiavverkning, men dyrare vid avverkning av mycket klena stammar. Aggregatet kan monteras på en skotare eller kombimaskin. Man direktlastar då vid avverkning och skotar ihop materialet till välda. Alternativt monterar man aggregatet på en skördare och skotar samman materialet i efterhand.



Naarva-Grip 1500-40E. Fällhuvud med klipp. Aggregatet saknar matarhjul men har en stabil ackumulering.



Bracke C16. Fällhuvud med sågklinga. Aggregatet saknar matarhjul men har en relativt stabil ackumulering



Log Max 4000 B skördaraggregat med sågsvärd och matarvalsar. Aggregatet har en tillförlitlig ackumulering.

Figur 10.1 Figuren visar ett urval av de ackumulerande aggregat som används vid skogsbränsleavverkning i klen skog.

Första steget vid beräkning av kostnaden för avverkning, det vill säga fällning-läggning eller som det också benämns fällning-sammanföring sker genom att tidsåtgången i minuter per ton TS beräknas för momentet, TFL. Den i detta sammanhang utnyttjade funktionen har skattats från ett tidsstudiematerial rörande avverkning av klen skog i gallring (Iwarsson och Belbo, 2009). Uttrycket har följande form:

$$TFL=10^{(1,99557+0,80165*\text{LOG}((MST*D);10))}$$

där

MST är medelstammens volym i m<sup>3</sup>fub/stam

D är veddensiteten i kg TS/m<sup>3</sup>fub

Om uttrycket MST\*D antar värdet ≤0 ersätts LOG(MST\*D) med 1.

Som framgår av uttrycket ovan kommer medelstammen att få en avgörande (exponentiell) effekt på tidsåtgången vid avverkning, vilket är naturligt eftersom det krävs många fler klena träd för att nå upp till ett ton TS jämfört med att avverka stora träd. D har samma inflytande på tidsåtgången. Här skiljer alltså trädslagen ut sig!

Eftersom formeln för beräkning av TFL skattats i gallring där trädval och hinder från kvarvarande träd inverkar på tidsåtgången har vid beräkningen av slyavverkning i väggkant, utan dessa hänsyn, den förväntade prestationen höjts med faktorn 1,2, i beräkningsmodellen benämnd: korrektion, kantavverkning. Tidsstudiens relativt optimala förhållanden, med vana maskinoperatörer, tillrättalagda försöksstråk, etc., uppnås emellertid inte vid verklig drift. En

ytterligare korrektion med faktorn 0,6, har därför beaktats i beräkningsmodellen. Denna korrektion är anpassad till erfarenheter från driftsuppföljningar.

I nästa beräkningssteg omvandlas tidsåtgången till en prestation uttryckt som ton TS per  $G_{15}$  tim. Störningsgraden, dvs. tidsandelen störningar kortare än femton minuter antas utgöra 15 procent av full tid. I sista steget beräknas kostnaden för avverkning i SEK per ton TS.

### 10.5.2 Skotning till avlägg

Skotningen står för ca 15-20 procent av drivningskostnaden för klena träd. För effektiv skotning är det viktigt med stora, väl upplagda högar. Det underlättar och spar tid för skotarföraren. Vid skotning av okompakterade träddelar och hela träd fyller man lasset till ca 65 procent jämfört med skotning av massaved, beroende på mer "luft i lassen" p.g.a. det mycket klena virket och mycket grenar (Iwarsson Wide, 2009). Vid skotning av träddelar bör man ha en gripsåg på skotaren för att kunna dela de trädbuntar som är för långa, d v s över ca 5-6 meter. Att dela stammarna med fällaggregatet tar betydligt längre tid och är mer kostsamt. Längden på skotade träddelar bör annars hållas så lång som möjligt för att öka lastvolymen (Björheden 1997).

Enligt Kärhä (2006) ökar lastvolymen med ökad medelstam i uttaget. Denna ökning planar dock ut då medelstammen når 0,02-0,03 m<sup>3</sup>f. Produktiviteten i skotning påverkas i hög grad av gripvolymen och lastvolymen per uppställningsplats, vilken i sin tur beror av uttagsvolymen läng vägkanten. Även lastfyllnadsgraden och skotningsavståndet påverkar produktiviteten i skotning.

Skotningen i fallet vägkantströjning sker utmed väg till ett intill vägen beläget avlägg. Syftet är att flisning och lastning av flisbilar ska kunna ske rationellt. Underlaget för framtagning av funktioner för tidsåtgången vid skotning baseras på tidsstudier av skotning av träddelar (Brunberg och Iwarsson Wide, 2012). Vid konstruktionen av funktionerna, har ett rätlinjigt samband mellan tidsåtgången och den uttagna volymen använts. Tidsfunktionernas utseende för skotning av träddelar är följande.

$$T1 = 1,1 * (2,46 * UT + 53)$$

Där

T1 = tidsåtgång,  $G_{15}$ -min/ha (Terminalarbete + körning)

UT = uttaget, m<sup>3</sup>fub och m<sup>3</sup>f per ha

Formeln beskriver tidsåtgången för terminalarbetet och körning mellan uppställningsplatserna.

För att erhålla tidsåtgången för hela arbetet skall tiden för lastkörning och tomkörning adderas.

$$T = ((SA * 2) / (50 * LK)) + ((1,1 * (2,46 * UT + 53)) / UT)$$

för träddelar

$$\text{Prestation} = 60 / T$$

SA = enkelt skotningsavstånd

LK = skotarens lastkapacitet

Skotningen utförs av träddelar som beskrivs i m<sup>3</sup>fbio, d.v.s. fast mått i den speciella betydelsen bio som avser inte bara stamdelen utan också vidhängande grenar. Omvandlingstalet från m<sup>3</sup>fbio till ton TS som är grundenheten i dessa beräkningar är 0,41 ton TS per m<sup>3</sup>fbio.



### 10.5.3 Lagring vid bilväg

Lagringstiden spelar stor roll för val av lagrings och uppläggsplats, och berör alltså i första hand träddelar. Vidaretransporten och eventuell flisning vid vägkant innebär speciella krav, t e x på vändplats, bärighet och utrymme för lastning och flisning. En bra lagringsplats bör vara jämn, bärande och öppen och utsatt för vind, för att påskynda och säkerställa torkning (Äijälä, O. et al., 2010). Tapio rekommenderar följande vid lagring av kvistade träd och träddelar;

- Tillräckligt med underslag under vältan. Då kan inte fukt från marken tränga in i det virke som finns nederst i vältan. Det minskar också risken för att vältan börjar luta eller stjälpas. Luftcirkulationen är också bättre i vältan.
- Inga stenar eller andra föremål i vältan som stör flisningen eller ger problem i pannan.
- Så hög (4–5 m) vältan som möjligt, så att den yta som blir våt är så liten som möjligt.
- Genom att täcka vältan sjunker fukthalten i energiveden. En vältan med helträd som just har avverkat bör få torka innan den täcks, då avdunstningen blir sämre efter att vältan täckts. Lite energived placeras ovanpå täckmaterialet så att vinden inte tar tag i det. Kom ihåg lagen om bekämpning av insekt- och svampskador.
- Se till att vältan inte kan rasa. Stammarnas rotändor ligger mot vägen och helst mot söder. Då rinner vattnet i riktning mot topparna och hela traven blir utsatt för solens direkta strålning.
- Vältans framsida mot vägen förses med ett cirka 1 meter brett utskjut, som minskar nedvätningen.

### 10.5.4 Flisning

Flisningen utgör en stor kostnadspost i skogsbränslehanteringen. Sker den vid avlägget står den normalt för ca en tredjedel av kostnaden för förbrukaren. Flisning vid terminal kan ske till en lägre kostnad med maskiner med en högre produktivitet.

Vid hantering av träddelar är flisning vid vägkant det vanligaste förekommande systemet, efter en tids lagring och torkning vid vägkant. Man flisar då antingen på duk eller direkt på marken, och mellanlagrar flisen i vältor till dess att vidaretransporten sker, och flisen lastas med skopbil, eller med separat lastare på en flisbil. Man kan även flisa direkt i en container för direkttransport vidare till kund eller terminal. Detta system är dock ”hetare” och därmed känsligare för störningar. Alternativt, och ett vanligt förekommande system idag, är att flisa med en huggbil, dvs en lastbil med egen hugg.

Flisningen i fallet vägkantsröjning utförs i samband med vidaretransport av biobränslet för förbränning. Flisningen sker med en stor mobil flishugg. Flisningskostnaden antas ligga på nivån 20 SEK/m<sup>3</sup>s.

Flisen lastas direkt i sidtippande flisbil eller i container. Huvuddelen av det avverkade biobränslet lagras således i oflisade vältrar av hela träd eller träddelar. Under sommarhalvåret kan lagring ske av biobränslet före skotning. En avsikt med det är att materialet ska kunna självtorka, för att bland annat minska transportkostnaden och eventuellt öka värmevärdet. Långtidslagring av bränsleflis medför risk för självantändning. Sådan lagring kan också ge värmeförluster.

En mindre del av flisen kan dock komma att lagras längs transportkedjan av taktiska skäl för att alltid kunna garantera jämna leveranser även vid olika slag av störningar.

### 10.5.5 Vidaretransport

Transportkostnaden beror av transporterat sortiment, transportsätt och avståndet. Att öka lastfyllnad upp till tillåtna vikter och mått, samt att minimera terminallagringen är de två viktigaste sätten att minska transportkostnaderna. Transportkostnaden för okvistade träddelar är upptill dubbelt så hög per transporterad kilometer jämfört med massaved.

Utnyttjandegraden av lastkapaciteten blir låg vid transporter av oflisade träddelar, p.g.a. låg bulkdensitet, d v s mycket luft i lassen. Vid hantering av okvistade träddelar bör man därför flisa materialet före vidaretransporten, då det nästintill fördubblar bulkdensiteten. Transportkostnaden av hela träddelar blir annars mycket hög vid längre transportavstånd. Ett alternativ som blir allt vanligare i Sverige idag är att flisa och transportera med huggbil. Detta är en mycket kostnadseffektivt hantering, särskilt på transport avstånd upp till ca 5-6 mil. Vid längre transportavstånd är dock flis- eller container bilar att föredra.

I detta beräkningsfall har vi valt att räkna med specialbyggda sidtippande flisbilar. Vid beräkning av transportkostnaden måste man beakta flisens fukthalt. Fyrtio till femtio procent av flisens totalvikt kan utgöras av vatten, som alltså även det måste transporteras. Lastningskostnaden ingår i flisningskostnaden. Flisbilens väntetid under lastning betraktas som försumbar i dessa beräkningar. Även lossningen sker mycket rationellt och beaktas inte i detta sammanhang.

Följande kostnadsfunktion har utnyttjats för att beräkna vidaretransportkostnaden per lass, VT:

$$VT=21*LV+0,6*LV*AVST$$

där

LV=lassvikten i ton

AVST=vidaretransportavståndet i km.

Den naturliga beräkningsenheten vid lastbilstransporten är flisvolymen, som oftast är begränsande vid lastning av lastbilen eller containern. Omvandlingen från flisvolymen uttryckt i m<sup>3</sup>s till ton TS som använts i detta sammanhang är 5,0 m<sup>3</sup>s per ton TS.

#### 10.5.6 Övriga kostnader parametrar, etc.

Kostnaden för förflyttning mellan trakter, d.v.s. förflyttning av maskiner, personal, rastkoja mm, har bestämts till 2000 SEK per trakt.

Värmevärdet för flisen har i genomförda systemanalyser antagits vara 0,8 MWh per m<sup>3</sup>s.

Omvandlingstalet för m<sup>3</sup>fbio till ton TS har satts till 0,41.

Densiteten för barrvirke har bestämts till 550 kg TS per m<sup>3</sup>fub och för lövvirke till 500.

## 10. 6 Referenser

Brunberg, T., Iwarsson Wide, M. 2012. Tidsfunktioner för avverkning och skotning av rundved och träddelar i gallring, Intern stencil, Skogforsk.

Björheden, R. 1997. Studies of large scale forest supply systems. Dissertation. Acta Universitatis Agriculturae Sueciae/Silvestria 31.

Iwarsson Wide, M., Belbo, H. 2009. Jämförande studier av olika tekniker för skogsbränsleuttag. Arbetsrapport nr 679. Skogforsk.

Iwarsson Wide, M. 2009. Knäckkvistning – en intressant metod för uttag av skogsbränsle i klen skog. Resultat nr.8, Skogforsk.

Iwarsson Wide, M., Olofsson, K., Wallerman, J., Sjödin, M., Torstensson, P. O., Aasland, T., Barth, A. & Larsson, M., 2013. Effektiv volymuppskattning av biomassa i vägkanter och ungskogar med laserdata Arbetsrapport nr 804. Skogforsk.

Iwarsson Wide, M., Olofsson, K., Wallerman, J., Sjödin, M., Torstensson, P. O., Aasland, T., Barth, A. & Larsson, M., 2013. Effektiv volymuppskattning av biomassa i vägkanter och ungskogar med laserdata Arbetsrapport nr 804. Skogforsk.

Kärhä, K. 2006. Whole-tree harvesting in young stands in Finland, Forestry Studies 45.

Äijälä, O., Kuusinen, M. & Koistinen, A. (red) 2010. Råd i god skogsvård för uttag och produktion av energived. Skogsbrukets utvecklingscentral Tapio.

# 11 Energianalys och energinetto

Sly är ett förnybart och koldioxid-neutralt bränsle som kan användas för produktion av värme, el eller drivmedel. I detta kapitel diskuteras först användning av sly som fastbränsle, och sedan följer en energianalys med syfte att ta reda på hur stort energinettet är. I energianalysen undersöks också var i hanteringskedjan de största osäkerheterna och förbättringspotentialerna finns, och hur stort energinettet är för sly i jämförelse med andra biobränslen.

## 11.1 Sly som bränsle

Den mängd värme som kan utvinnas ur sly varierar beroende på fukthalten. Värmevärdet kan uttryckas som det övre värmevärdet  $H_s$  ( $s$  = superior) eller som det undre värmevärdet  $H_i$  ( $i$  = inferior). Det övre värmevärdet anger den värmemängd som frigörs när bränslet förbrinner fullständigt under konstant tryck, och då vattnet är i vätskefas. För det undre värmevärdet (eller det effektiva värmevärdet) är vattnet i ångfas efter förbränningen, vilket innebär att en del av den frigjorda värmen alltså har förbrukats för att förångas den fukt som nu finns i rökgaserna.

För att beräkna det effektiva värmevärdet i trädbränslen kan följande formler användas (Mörtstedt & Hellsten, 1985; Lehtikangas, 1999):

$$H_{i,a} = H_s - 2,45 \cdot 9 \cdot \frac{h}{100}$$

$$H_{i,TS} = H_s - 2,45 \cdot 9 \cdot \frac{h}{100} - 2,45 \frac{f}{100 - f}$$

$$H_{i,rå} = H_{i,TS} ((100 - f) / 100)$$

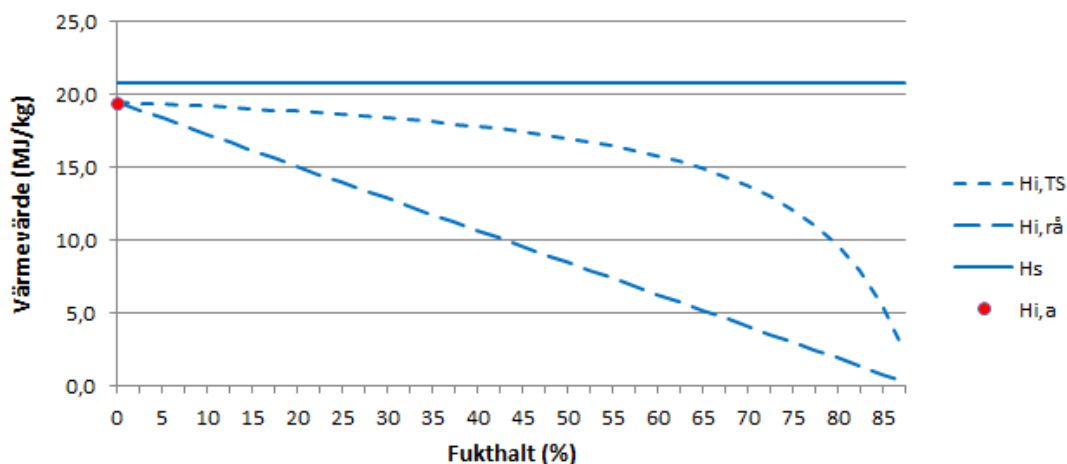
där  $H_{i,a}$  är det effektiva värmevärdet för ett absolut torrt bränsle (MJ/kg TS),  $H_s$  det övre (kalorimetriska) värmevärdet (MJ/kg TS),  $H_{i,TS}$  det effektiva värmevärdet för ett fuktigt bränsle uttryckt som MJ/kg TS,  $H_{i,rå}$  det effektiva värmevärdet för ett fuktigt bränsle uttryckt som MJ/kg bränsle,  $h$  vikthalten väte (% av TS), samt  $f$  fukthalten (%).

I många större pannor kan man elda bränslen med fukthalter på ca 50 %. Dessa pannor har oftast utrustning för rökgaskondensering. I sådana anläggningar utgör därför  $H_s$  ett bättre jämförelsetal än  $H_i$ , som är ett mer ”rättvist” jämförelsetal för mindre pannor utan rökgaskondensering där fukthalten får en avgörande betydelse för hur stort värmeutbytet blir. Sambandet mellan de olika värmevärdena och fukthalten åskådliggörs i figur 11.1.

Det skördade slyet kan antas komma från yngre bestånd med en hög andel lövträdsarter. Detta har en viss inverkan på bränsleegenskaperna. Det effektiva värmevärdet skiljer sig (vid samma fukthalt) mellan olika trädslag och olika träddeklar. Grenar och barr/löv har ett något högre energiinnehåll än stamveden, eftersom de innehåller mer lignin och extraktivämnen.

Extraktivämnenas effektiva värmevärde är 33-38 MJ/kg TS, medan det är ca 25-26 MJ/kg TS i lignin, ca 17-18 MJ/kg TS i cellulosa, och ca 16-17 MJ/kg TS i hemicellulosa (Lehtikangas, 1999). Totalt sett är dock halten extraktivämnen i trädbränslen låg (2-5 %) i förhållande till halten cellulosa (40-50 %), hemicellulosa (25-35 %) och lignin (20-30 %) (Lehtikangas, 1999);

Liss, 2005). När det gäller skillnader mellan lövträd och barrträd, så är halten lignin betydligt lägre hos lövträd, medan halten hemicellulosa är något högre.



Figur 11.1. Kalorimetriskt värmevärde ( $H_s$ ), effektivt värmevärde för ett torrt bränsle ( $H_{i,a}$ ), effektivt värmevärde per kg TS för ett fuktigt bränsle ( $H_{i,TS}$ ) och effektivt värmevärde per kg för ett fuktigt bränsle ( $H_{i,rå}$ ) som funktion av fukthalten. Exemplet gäller för ett trädbränsle med  $H_s = 20,8$  MJ/kg TS och  $h = 6$  %.

Lövträd har ofta en något högre volymvikt (densitet) än gran och tall, och ett något högre energiinnehåll per volymsenhet. Enligt en undersökning av Liss (2005), har syren och ek högst volymvikt (uttryckt som  $\text{kg}/\text{m}^3\text{f}$  vid full torrhet), högst torr-rådensitet (uttryckt som  $\text{kg TS}/\text{m}^3\text{f}$ ) och högst effektivt värmevärde (uttryckt som  $\text{MWh}/\text{m}^3\text{f}$ ), medan gran, tall, asp och al har lägst värden (tabell 11.1). Skillnaden i effektivt värmevärde uttryckt per viktsenhet är dock liten mellan olika trädslag och träddelar.

Tabell 11.1. Volymvikt, torr-rådensitet och effektivt värmevärde vid fukthalterna 10 % resp. 25 % enligt undersökningar av Liss (2005) (värdena gäller frisk ved av gallringsdimension)

Trädslag	Volymvikt ( $\text{kg}/\text{m}^3\text{f}^*)$ vid full torrhet)	Torr-rådensitet ( $\text{kg TS}/\text{m}^3\text{f}^*)$		Effektivt värmevärde ( $\text{MWh}/\text{m}^3\text{f}^*)$		Effektivt värmevärde ( $\text{MWh}/\text{kg TS}$ )	
		fh 10 %	fh 25 %	fh 10 %	fh 25 %	fh 10 %	fh 25 %
Al	440	420	390	2,2	2,0	5,2	5,1
Alm	590	630	570	3,3	2,9	5,2	5,1
Asp	460	450	410	2,3	2,1	5,1	5,1
Björk	600	580	530	3,0	2,7	5,2	5,1
Ek	760	730	680	3,9	3,5	5,3	5,1
Lönn	630	610	570	3,2	2,9	5,2	5,1
Rönn	640	620	590	3,3	3,0	5,3	5,1
Syrén	980	920	860	4,8	4,4	5,2	5,1
Sälg	520	500	470	2,7	2,4	5,4	5,1
Äpple	660	640	600	3,4	3,1	5,3	5,2
Gran	470	450	410	2,4	2,1	5,3	5,1
Tall	460	440	410	2,3	2,1	5,2	5,1
Tall – kådrik	550	530	490	2,8	2,5	5,3	5,1

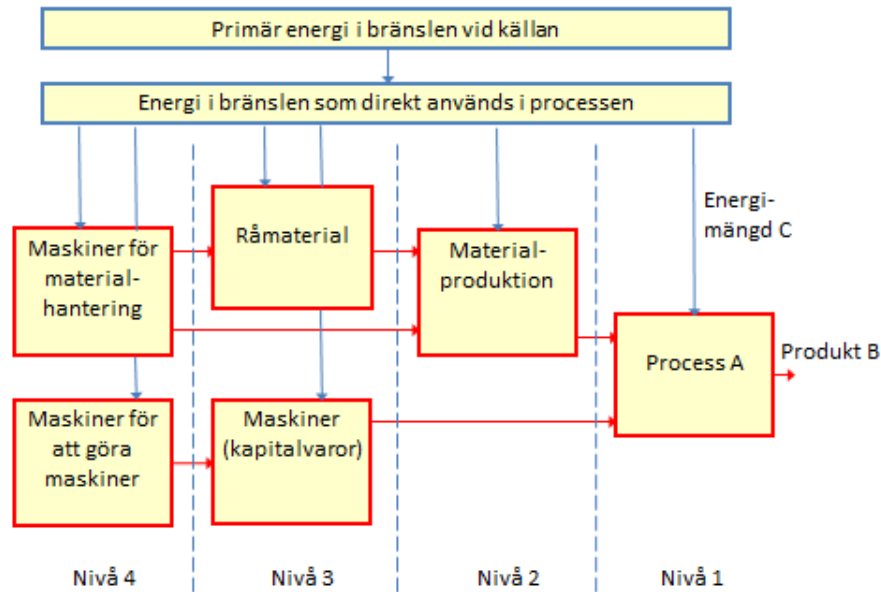
<sup>\*)</sup>  $1,0 \text{ m}^3\text{f}$  ( $\text{m}^3$  fast volym) motsvarar ca  $2,0 \text{ m}^3\text{s}$  ( $\text{m}^3$  stälpt volym) eller ca  $1,5 \text{ m}^3\text{t}$  ( $\text{m}^3$  travad volym).

En högre andel löv/barr, bark och kvistar i det skördade slyet kan ge en något högre fukthalt vid avverkningen. Lövträdsflis innehåller också mer lättåtkomligt kväve och angrips därför lättare av mikrober vid lagringen (Lehtikangas, 1999). Vidare kan askhalten i sly förväntas vara något högre än för många andra trädbränslen. Generellt är askhalten störst i trädens växande delar, t.ex. i barr och blad, där den kan vara 2-6 % av TS, medan den är ca 2-3 % av TS i barken (Liss, 2005). I grenar är askhalten ca 1-2 % av TS och i stamved ca 0,4-0,6 % av TS. Vid förbränning av sly, t.ex. björksly, är risken för asksmältning, slaggbildning, korrosion och beläggningar på tuber och överhettare troligen inte nämnvärt högre än t.ex. för grot. En något högre risk kan ev. finnas för aspaly (se Strömberg & Herstad Svärd, 2012).

## 11.2 Metod för energianalys

För att beräkna hur stort energiutbytet är, har en energianalys gjorts enligt den s.k. processanalysmetoden (Månsson, 1991). Metoden delas vanligen in i tre delsteg: 1) identifiera de steg i processen som bidrar till produktionen (rita t.ex. ett processträd), 2) analysera varje process med avseende på behovet av material och energi, 3) samt beräkna det totala energibehovet för varje producerad enhet.

I processanalysmetoden görs normalt en uppdelning mellan direkt energi och indirekt energi. Direkt energi är den energi som används direkt i processen, t.ex. olika bränslen och el. Icke-kommersiella direkta energikällor, t.ex. solljus, kan identifieras men tas oftast inte med. Indirekt energi omfattar den energi som behövs för att (figur 11.2): tillverka maskiner för materialhantering, för att få fram råmaterialen, för materialproduktion, för att tillverka maskiner som gör maskiner, för att tillverka maskiner i processen (kapitalvaror), samt energi för att få fram det direkt använda bränslet från den primära källan.



Figur 11.2. Energiflöden i en process A för tillverkning av produkt B. Den direkta energin som behövs i process A motsvarar energimängden C. De övriga blå pilarna beskriver det indirekta energibehovet för process A.

Primär energi är den energi ett bränsle har vid källan (t.ex. oljekälla) eller gruvmyningen (t.ex. kol). Primär energi för t.ex. 1 kWh el framställt i ett kolkondenskraftverk är alltså energiinnehållet i den mängd kol vid gruvan (och ev. andra energislag) som behövs för att framställa och leverera denna kilowattimme el till slutkonsumenten.

I praktiken är de indirekta energibehoven i nivåerna 3 och 4 (se figur 11.2) försumbara i förhållande till nivåerna 1 och 2 (se t.ex. Månsson, 1999). I fallet med sly kan även indirekt energi i nivå 2 uteslutas, eftersom aktiviteten ”materialproduktion” (se figur 11.3) inte är medtagen i dessa beräkningar. För t.ex. processen ”avverkning” blir energibehovet därför endast det som tillförs som dieselbränsle i maskinen.

De vanligaste resultatmått i processanalysmetoden är

$$\text{Energiverkningsgrad (=energikvot)} = \frac{\text{nyttiggjord energi}}{\text{totalt tillförd energi}}$$

$$\text{Andel tillförd energi (\%)} = \frac{\text{totalt tillförd energi}}{\text{nyttiggjord energi}} \cdot 100$$

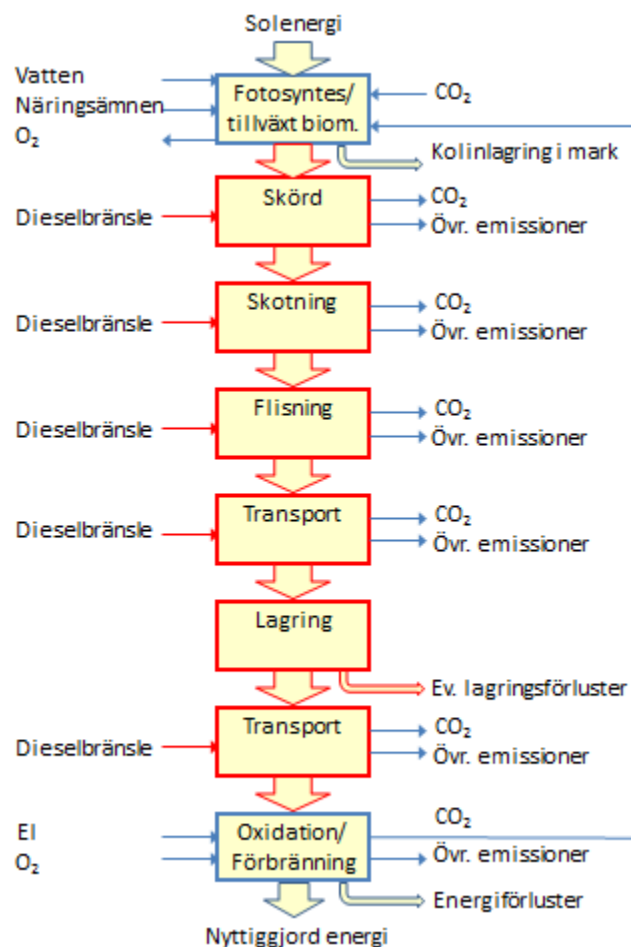
$$\text{Nettoenergiutbyte} = \text{nyttiggjord energi} - \text{totalt tillförd energi}$$



## 11.3 Systembeskrivning, avgränsningar och indata

En beskrivning av det studerade systemet visas i figur 11.3. Här visas både energiflöden, kolflöden och materialflöden. Energi från solen lagras in i biomassan via fotosyntesen, och den nyttiggjorda energin utvinns sedan via oxidationsprocesser i förbränningen. För att (i tid och rum) koncentrera den inlagrade energin i biomassan till förbränningsprocessen, behövs en mängd arbetsoperationer (skörd, transport, lagring, m.m.), som i sin tur kräver energiinsatser i form av bl.a. dieselbränsle.

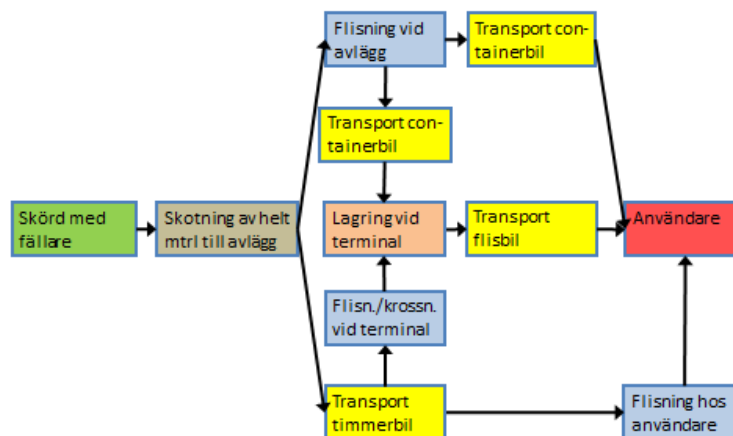
De systemavgränsningar som har gjorts i denna studie visas i figur 11.3. De rutor och pilar som är markerade med rött ingår i beräkningarna. Den tillförda energin är alltså i form av den diesel som behövs för hela hanteringskedjan från skörd av biomassa till leverans av flisat material till pannan. Denna energimängd ställs i relation till det värmevärde, uttryckt som effektivt värmevärde per ton TS, som slybränslet har före pannan. Hänsyn tas till förluster under lagring och övrig hantering. Endast behovet av direkt energi har beräknats (dvs. nivå 1 i figur 11.2). För dieselbränslet anges energiinnehållet som primär energi, vilken är direkt proportionell mot mängden använt bränsle.



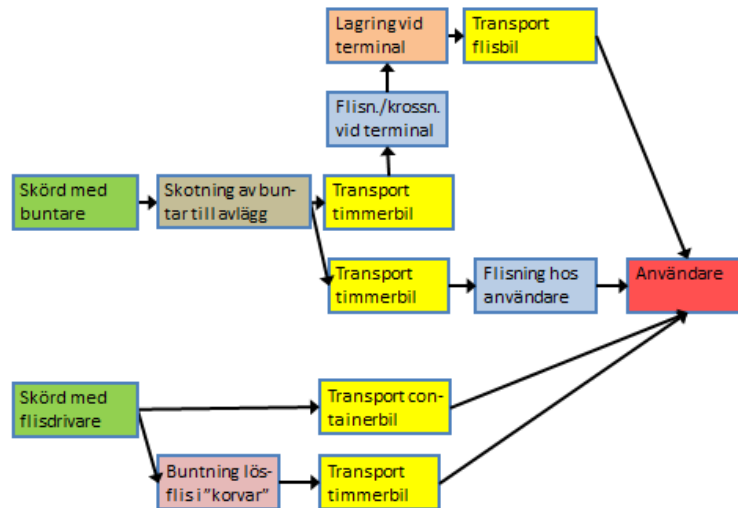
Figur 11.3. Systemgränser för energiberäkningarna. Materialet följs från skörd till inmatning i t.ex. en värmepanna. I beräkningarna ingår alltså de rutor och pilar som är markerade med rött.

När det gäller själva logistiken från avverkningsplats till panna, så finns det ett flertal alternativ. I figur 11.4 visas ett system där slyet avverkas med hjälp av ett ackumulerande fällaggregat och sedan läggs i högar, vilka därefter skotas till ett avlägg. Materialet flisas sedan vid avläggningen och transporteras med hjälp av containerbilar till pannanläggningen. En viss andel av flisen körs också till terminal för lagring. Därefter sker ytterligare en transport från terminalen till pannanläggningen. Den ovan beskrivna logistikkedjan kan anses vara den mest ekonomiskt konkurrenskraftiga för skörd av sly med dagens teknik, och den utgör därför grundscenariot i energianalysen (för mer information om ekonomi och lönsamhet, se kapitel 10).

Ett alternativ vid skörd med ackumulerande fällaggregat är transport från avlägg till terminal med timmerbil och flisning och lagring vid terminal, eller transport direkt till anläggningen och flisning vid denna (figur 11.4). Detta system är något dyrare än det ovan beskrivna. Olika logistikkedjor vid skörd med buntare eller flisdrivare visas i figur 11.5. Även dessa system blir dyrare än det ovan beskrivna grundscenariot, och dessutom är tekniken inte färdigutvecklad (t.ex. för buntare och flis i ”korvar”).



Figur 11.4. Logistikalternativ för ett system baserat på avverkning med fällare och skotning till avlägg.



Figur 11.5. Alternativa system för hantering av sly.

Det effektiva värmevärdet för dieselbränsle (Miljöklass 1) är 35,3 MJ/liter (densiteten är 815 kg/m<sup>3</sup> och utsläppen av koldioxid 2,54 kg CO<sub>2</sub> per liter) (SPBI, 2014). I beräkningarna har mängden primär energi per MJ dieselbränsle antagits vara 1,09 MJ/MJ (Öman m.fl., 2011). Dieselförbrukningen för olika maskiner visas i tabell 11.2. Förbrukningen visas för respektive maskin som liter per G<sub>15</sub>-timme, d.v.s. per arbetad grundtimme inkl. alla pauser kortare än 15 min. Inköpspriset anges också i tabellen i syfte att ge en indikation på maskinernas storlek.

För beräkning av slybränslets energiinnehåll har värdet  $H_s = 20$  MJ/kg TS använts (se t.ex. Strömberg & Herstad Svärd, 2012). Vätehalten har i denna studie antagits vara 6 %, även om det förekommer vissa skillnader mellan olika trädslag och träddeklar (Lehtikangas, 1999; Strömberg & Herstad Svärd, 2012). Vidare kan föroreningar påverka askhalten och därmed även värmevärdet, men det har här antagits att föroreningsgraden är försumbar.

Tabell 11.2. Maskintyper och dieselförbrukning. Källa: Skogforsk, 2014

Maskin	Inköpspris (tusen kr)	Dieselförbrukning (liter/G <sub>15</sub> -timme)
Fällare	3 000	15,0
Drivare (flis-)	3 500	12,6
Buntare	2 300	15,0
Konventionell skotare	2 500	15,0
GROT-skotare	2 700	15,0
Buntskotare	4 500	15,0
Flisbil	3 000	
landsvägstransport (l/mil)		5,2
lastning (l/tim)		7,0
lossning (l/tim)		4,0
Containerbil	2 300	
landsvägstransport (l/mil)		4,7
lastning (l/tim)		7,0
lossning (l/tim)		7,0
Buntbil	2 522	
landsvägstransport (l/mil)		5,4
lastning (l/tim)		7,0
lossning (l/tim)		7,0
Flismaskin (>550 hk)	5 500	60,0
Stationär	12 000	
Lastmaskin (10 m <sup>3</sup> )	1 870	14,8

Energiförlusterna vid lagring av sly i högar på avverkningsplatsen och i vältor på avläggsplatsen har antagits vara försumbara. Detta är ett rimligt antagande så länge lagringen sker från vinter till början av hösten (Lehtikangas, 1999). Under denna tid kan fukthalten i genomsnitt sjunka med ca 5 % per månad. För att ha en jämn sysselsättning under året och samtidigt kunna följa säsongsvariationerna i värmeverkens bränslebehov, behöver flisning oftast ske av både relativt färskt material (t.ex. med en fukthalt på 45 %) och av material som torkat under sommarhalvåret (t.ex. som har en fukthalt på 30 %). Lagringsförlusterna för flis i det förstnämnda alternativet kan vara i storleksordningen 1 % per månad och minskningen av fukthalten 3 % per månad (lagring under tak), medan lagringsförluster och fukthaltsförändringar kan vara i storleksordningen 0 % resp. 2 % per månad för det sistnämnda alternativet (se t.ex. Lehtikangas, 1999).

Vid avverkning har fukthalten antagits vara 53 %. För grundscenariot i studien (se figur 11.4) har det antagits att 80 % av flisen körs till värmeverket utan lagring vid terminal. Hälften av denna mängd antas ha  $f \approx 45\%$  och hälften  $f \approx 30\%$  vid leverans till värmeverket. Resterande 20 % antas lagras vid terminal under i genomsnitt 6 månader. Vid leverans av denna flis antas hälften ha  $f \approx 28\%$  (energiförluster 6 %), och hälften  $f \approx 20\%$  (vid praktisk drift blandar sedan värmeverket olika fliskvaliteter för att få ett homogent bränsle under eldningssäsongen).

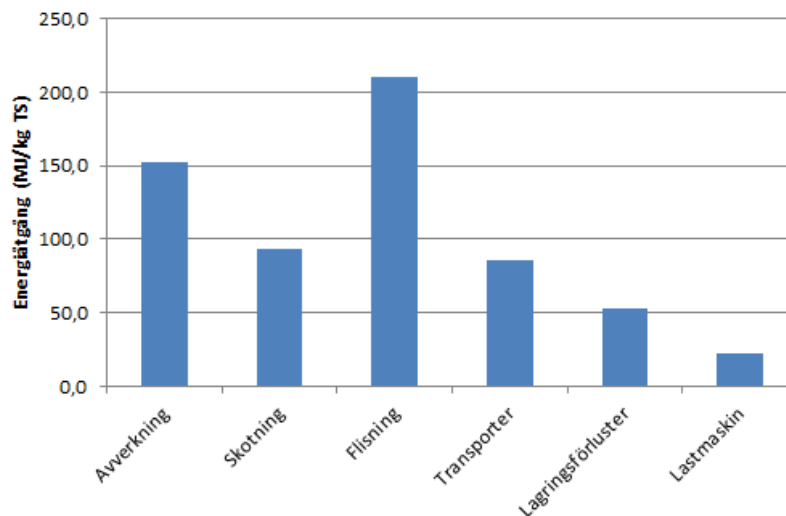
Basmaskinens (fällarens) kapacitet antogs vara 3,8 ton TS/G<sub>15</sub>-timme (se också kapitel 9 om ekonomi och lönsamhet). Skotningssträckan (enkel väg) antogs i genomsnitt vara 100 m, lastvikten 3 ton TS och körhastigheten 50 m/min. En mobil maskin (550 hk) används för

flisning, med en antagen kapacitet på i genomsnitt 11 ton TS/G<sub>15</sub>-tim. Traktmängden var 500 ton TS. De genomsnittliga transportavstånden mellan avlägg – värmeverk, avlägg - terminal, samt terminal – värmeverk har antagits vara 60 km, 30 km, respektive 40 km. Container- och flisbilarna antas ha en genomsnittlig lastvikt på 50 ton (våtvikt). En lastmaskin (10 m<sup>3</sup>) används för lastning (i genomsnitt 57 ton TS/G<sub>15</sub>-tim), för stackning vid lager (i genomsnitt 91 ton TS/G<sub>15</sub>-tim) och för framkörning av bränsle till bränsleficka (i genomsnitt 91 ton TS/G<sub>15</sub>-tim) (Skogforsk, 2014).

## 11.4 Resultat och diskussion

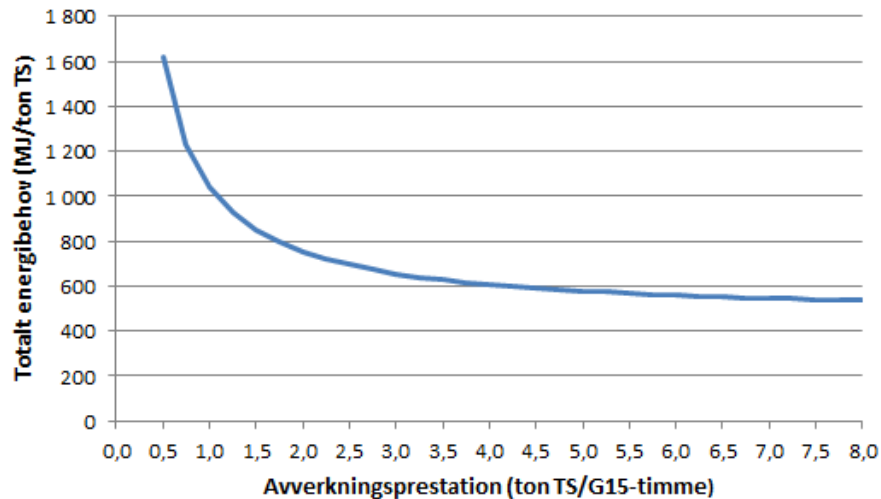
Med de ovan angivna förutsättningarna för grundscenariot blev energikvoten 28, andelen tillförd energi 3,6 % och nettoenergiutbytet 17 GJ/ton TS (baserat på slyets effektiva värmevärde per ton TS före pannan; om det baseras på slyets kalorimetriska värmevärde per ton TS blir energikvoten 32 och andelen tillförd energi 3,1 %). Generellt sett är det alltså en mycket stor vinst ur energisynpunkt att använda sly som bränsle.

En viktig energipost är avverkningen (figur 10.6). Vid slyskörd är de avverkade volymerna per area- och tidsenhet jämförelsevis låga, och den låga effektiviteten vid avverkning har därför stor betydelse för resultatet. Om prestationen är så låg som 1,0 ton TS per G<sub>15</sub>-timme, blir det totala energibehovet ca 1 040 MJ/ton TS (figur 10.7) och andelen tillförd energi 6,0 %. Så länge avverkningsprestationen understiger 2,8 ton TS/G<sub>15</sub>-timme, blir avverkningen det mest energikrävande momentet. Vid högre värden åtgår mest energi för flisningen.

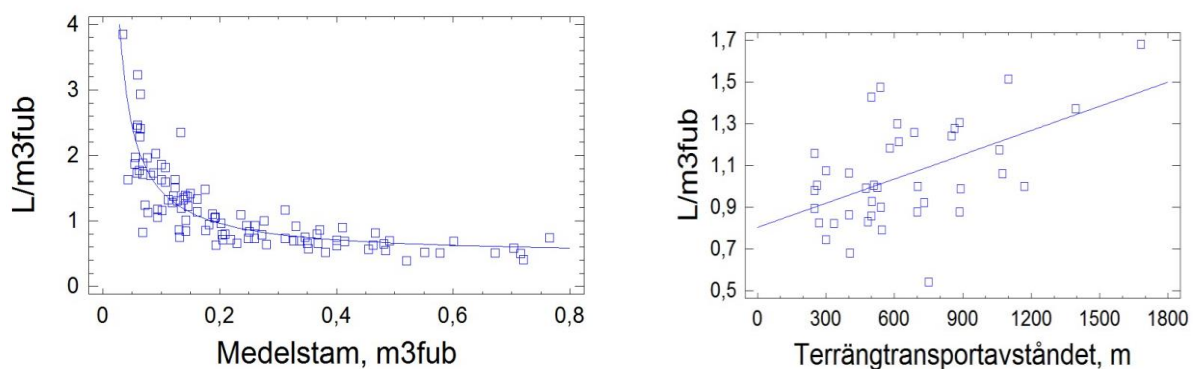


Figur 11.6. Energiåtgång för olika arbetsoperationer vid tillvaratagande av sly som bränsle.

Enligt mätningar av Skogforsk (Brunberg, 2013), har medelstamnehållet en mycket stor betydelse för bränsleåtgången hos skördare när dimensionerna blir små (figur 11.8). Här finns alltså en klar koppling till energibehovet som funktion av avverkningsprestationen enligt figur 11.7. I figur 11.8 ses också sambandet mellan skotarnas transportavstånd och bränsleåtgång.



Figur 11.7. Totalt energibehov per ton TS som funktion av prestationen vid avverkning.

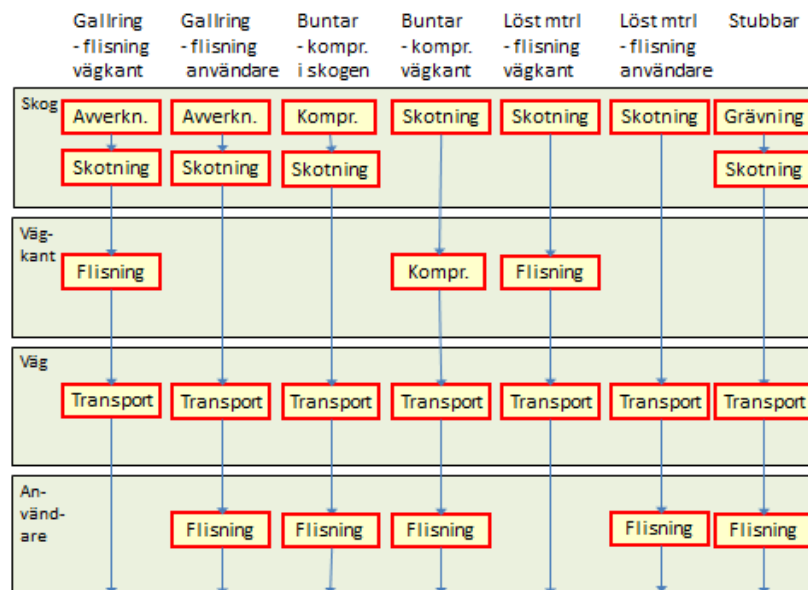


Figur 11.8. Bränsleåtgång (liter per fastkubikmeter under bark) för skördare som funktion av medelstammen (t.v.), och bränsleåtgången för skotare vid gallring som funktion av terrängtransportavståndet. Källa: Brunberg, 2013 (publicerat med tillstånd från Skogforsk).

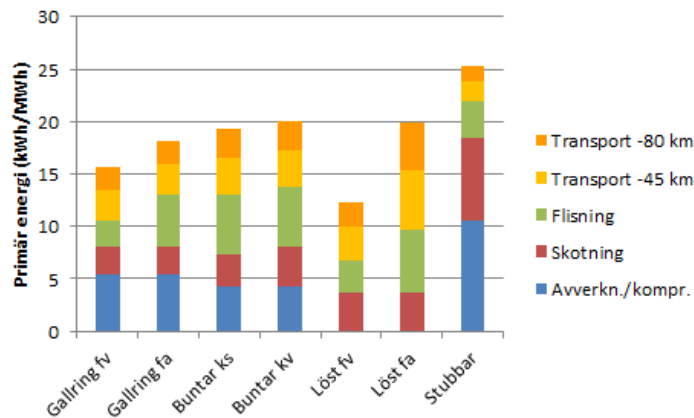
Resultaten för hela systemet fram till panna är, om man tar hänsyn till valet av systemgränser, i samma storleksordning som för andra liknande studier. Eriksson och Gustavsson (2010) beräknade t.ex. det primära energibehovet för sju olika hanteringssystem för skogsbränslen vid uttag av gallringsved, avverkningsrester och stubbar (se figur 11.9). I deras scenarier hanterades materialet i form av rundved, buntar, löst eller som flisat material. Här fanns också system med flisning antingen vid vägkant eller vid pannanläggningen, och olika transportavstånd undersöktes, liksom olika terrängförhållanden. Resultaten för de olika alternativen visas i figur 11.10 (den primära energiåtgången uttrycks här som kWh per MWh effektivt värmevärde, uttaget är > 30 ton TS/ha och skotningsavståndet < 400 m). Andelen insatt primär energi för transportavståndet 45 km varierade från 1 % (avverkningsrester som flisas vid vägkant) till 2,4 % (stubbar). För transportavståndet 80 km varierade resultaten mellan 1,2 -2,5 %.

Eriksson och Gustavsson (2010) gjorde också känslighetsanalyser med avseende på terrängförhållanden, utbyte per ha och skotningsavstånd. Vid svår terräng, ett utbyte på < 30 ton TS/ha och ett skotningsavstånd på > 700 m, ökade t.ex. den primära energiåtgången med 47 % för alternativet ”Gallring - flisning vid vägkant”.

En viktig skillnad jämfört med resultaten från slystudien är att Eriksson och Gustavsson (2010) har betydligt lägre (eller ingen) energiåtgång för själva avverkningen, eftersom den har allokerats till virkesuttaget. Det är t.ex. endast i alternativen med ”Gallring” som avverkningen är medtagen. Dessutom är utbytet per hektar högre i deras studie. Andra beräkningar av primär energiåtgång vid skogsbränslehantering har t.ex. gjorts av Lindholm m.fl. (2010), Whittaker m.fl. (2011) och Murphy m.fl. (2014). Det är dock svårare att jämföra resultaten för sly med deras resultat, eftersom det finns viktiga skillnader i systemgränser och antaganden.



Figur 11.9. Hanteringsystem som har analyserats av Eriksson och Gustavsson (2010).



Figur 11.10. Insatt primär energi per MWh ( $H_i$ ) för olika hanteringssystem för skogsbränslen (fv-flisning vid väggkant, fa – flisning hos användare, ks – komprimering i skogen, kv – komprimering vid väggkant). Källa: ritat efter Eriksson & Gustavsson, 2010.

De alternativa skördesystemen för sly som finns beskrivna i figurerna 11.4-11.5 har sannolikt lägre energikvot än grundscenariot. Transport av löst material med timmerbil från avlägg till terminal eller användare (figur 11.4) ger ett relativt lågt utnyttjande av lastvolymen, vilket gör att transportarbetet blir högt (se också stapel för löst material "Löst fa" i figur 11.10). Även för systemet med buntare (figur 11.5) åtgår jämförelsevis mycket energi för transporter (figur 11.10).

Jämfört med biobränslen från odlade grödor, så har skogsbränslena oftast betydligt högre energikvoter. För höstvetete (inkl. halm) är kvoten ca 11, för sockerbetor (inkl. blast) ca 10, för raps (inkl. halm) ca 9, för vallgrödor ca 12, för majs (hela grödan) ca 11 och för salix ca 24 (Börjesson & Tufvesson, 2011). Dessa värden gäller för energiinsatser i odlingen inkl. tillverkning av t.ex. gödselmedel samt transport till användaren (energiinnehållet i grödorna baserades på  $H_s$ ). Salix har alltså en energikvot som är i samma storleksordning som sly (men notera att siffrorna inte är helt jämförbara beroende på olika systemgränser, m.m.).

Nettoenergiutbytet för salix är ca 170 GJ per ha och år (baserat på  $H_s$ ), medan det för raps är ca 65 (exkl. halm) och 125 (inkl. halm) GJ per ha och år (Börjesson & Tufvesson, 2011). Ett nettoenergiutbyte på 170 GJ per ha och år för salix skulle motsvara en slytillväxt på i storleksordningen tio ton TS/ha och år (om slyets nettoenergiutbyte är 17 GJ/ton TS). Produktions-effektiviteten per areaenhet är alltså avsevärt högre för salix, men användning av sly som biobränsle har å andra sidan flera fördelar jämfört med odlade energigrödor. Förutom att energikvoten per ton TS är hög, och att inga extra energiinsatser behövs i form av gödselmedel, bekämpningsmedel och särskilda odlingsåtgärder, så finns här heller ingen konflikt mellan livsmedels- och energiproduktion.

De största osäkerheterna i energianalyserna för sly finns vid själva skörden, eftersom den är beroende av en mängd olika tekniska och beståndsspecifika faktorer. Vid skörden finns också förmodligen de största möjligheterna att förbättra energikvoten, åtminstone på kort sikt, beroende på att utvecklingspotentialen för ny teknik bedöms vara stor. Man ska också komma



ihåg att beräkningarna i denna rapport till stor del baseras på erfarenheter och mätningar från skogsbränslesystem. Det skulle vara värdefullt om man kunde göra fler prestations- och bränslemätningar specifikt för skörd av sly, och helst för alla de områdeskategorier som ingår i denna studie.

Ur växthusgassynpunkt är användning av slybränsle mycket positivt, särskilt när slyet ersätter fossila bränslen. Fördjupade studier behövs dock för att ta reda på hur kolbalanserna ser ut med hänsyn tagen till dynamiken i mark-sly-atmosfär-systemet.

## 11.5 Slutsatser

Följande slutsatser kan dras:

- Sly är ett förnybart och koldioxid-neutralt bränsle som kan användas för produktion av värme, el och biodrivmedel. Vid användning som fastbränsle är fukthalter, värmeverden och askhalter, samt risken för asksmältning, slaggbildning, korrosion och beläggningar, troligen på ungefär samma nivå som för grot.
- Skörd av sly ger ett högt energiutbyte. Med de förutsättningar som användes i denna studie, blev energikvoten från avverkning fram till panna 28:1, d.v.s. man får ut 28 gånger mer energi än vad som sätts in i de olika arbetsoperationerna.
- De största energiinsatserna behövs för avverkningen, så länge prestationen understiger 2,8 ton TS/G<sub>15</sub>-timme. Om avverkningsprestationen blir högre, blir flisningen det mest energikrävande momentet. Vid slyskörd är de avverkade volymerna per area- och tidsenhet jämförelsevis låga, och de beror på en mängd olika faktorer: brösthöjdsdiameter, antal stammar per ytenhet, beståndsyntans storlek, form och homogenitet, terrängen, etc. De största osäkerheterna i beräkningarna fanns därför för avverkningen.
- Energitvoten för sly är generellt något lägre jämfört med andra oförädlade skogsbränslen. Däremot är energikvoten betydligt högre än för ettåriga odlade energigrödor, medan den är i ungefär samma storleksordning som för salix.

## 11.6 Referenser

- Andersson, Börje. 2009. Produktionsanalys i Gävleborgs län. Skogsstyrelsen Rapport 8: 2009. ISSN 1100-0295.
- Brunberg, T. 2013. Bränsleförbrukningen hos skogsmaskiner 2012. Arbetsrapport från Skogforsk nr 789-2013. Skogforsk, Uppsala.
- Börjesson, P. & Tufvesson, L. 2011. Agricultural crop-based biofuels – resource efficiency and environmental performance including indirect land use changes. *Journal of Cleaner Production*, 108-120.
- Ebenhard, T., Dahlström, A., Emanuelsson, U., Helldin, J-O., Lennartsson, T. Löf, M. & Palme, U. 2013. Lågskogsbruk – biobränsleproduktion i samklang med miljömål. Slutrapport. Centrum för biologisk mångfald (CBM), SLU.
- Eriksson, L. & Gustavsson, L. 2010. Costs, CO<sub>2</sub>- and primary energy balances of forest-fuel recovery systems at different forest productivity. *Biomass and Bioenergy*, 34, 610-619.

- Lehtikangas, P. 1999. Lagringshandbok för biobränslen. Institutionen för virkeslära, SLU, Uppsala. ISBN 91-576-5564-2.
- Lindholm, E.-L., Berg, S. & Hansson, P.-A. 2010. Energy efficiency and the environmental impact of harvesting stumps and logging residues. *European Journal of Forest Research*, 129, 1223-1235.
- Liss, J.-E. 2005. Brännved – energiinnehåll i några olika trädslag. Arbetsdokument nr 1. Institutionen för matematik, naturvetenskap och teknik, Högskolan Dalarna.
- Murphy, F., Devlin, G. & McDonnell, K. 2014. Forest biomass supply chains in Ireland: A life cycle assessment of GHG emissions and primary energy balances. *Applied Energy*, 116, 1-8.
- Månsson, B. 1991. Naturresurser och samhälle. Kompendium. Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg.
- Mörtstedt, S-E. & Hellsten, G. 1985. Data och diagram. Energi- och kemitekniska tabeller. Liber AB, Stockholm.
- Skogforsk. 2014. Kalkylprogrammet FLIS 4.0. <http://www.skogforsk.se> (2014-01-17).
- Strömberg, B. & Herstad Svärd, S. 2012. Bränslehandboken 2012. Värmeforsk, Stockholm.
- SPBI. 2014. Energiinnehåll, densitet och koldioxidemission. Svenska Petroleum och Biodrivmedel Institutet (SPBI). <http://spbi.se/blog/faktadatabas/artiklar/berakningsmodeller/> (2014-01-20).
- Whittaker, C., Mortimer, N., Murphy, R. & Matthews, R. 2011. Energy and greenhouse gas balance of the use of forest residues for bioenergy production in the UK. *Biomass and Bioenergy*, 35, 4581-4594.
- Öman, A., Hallberg, L. & Rydberg, T. 2011. LCI för petroleumprodukter som används i Sverige. Rapport B1965. IVL Svenska Miljöinstitutet, Stockholm.

## 12 Effekter på biologisk mångfald

### 12.1 Effekter på biologisk mångfald i sammanfattning

1. Alla slybildande träd- och buskarter försörjer ett stort antal andra organismarter. Slyet ger växtätarna både löv, blommor, nektar, och lättsmälta skott, och växtätarna försörjer i sin tur ett stort antal arter som är predatorer och nedbrytare. Det är framförallt gamla och grova träd och buskar som har stora värden, därför att de hyser många specialiserade och hotade arter. Om det ska finnas några gamla träd i skogsbrynet måste det också finnas en återväxt, så att ungsly kan åldras. Slybestånd skapar ofta en särpräglad brynvegetation som är skilt artrik eftersom den kombinerar arter från både skog och öppna miljöer, och kan hysa särskilda brynspecialister.

2. I hagmarker, kraftledningsgator, längs vägar och järnvägar är slyröjning positivt för hävdgynnade kärlväxter, och de djur som är knutna till växterna, men det finns också djur och växter som behöver ett visst inslag av träd och buskar. Även om igenväxning kan ses som det grundläggande hotet mot biologisk mångfald i ängs- och hagmarker är det inte nödvändigtvis lämpligt att ta bort alla träd och buskar. Det är ett generellt mönster bland fåglar, fjärilar, humlor, gräshoppor och steklar i gräsmarker att en mindre hård hävd och större habitatheterogenitet är bättre.

3. De öppna miljöer som skapas när lövsly röjs och fraktas bort kan vara viktiga för biologisk mångfald om de fungerar som biotoper för organismer som idag har svårt att finna sin rätta miljö i landskapet. Många rödlistade arter i jordbrukslandskapet förekommer numera i infrastrukturens hävdade miljöer.

4. Slytäkt kan vara positiv för biologisk mångfald knuten till öppna och hävdade miljöer, men också negativ för organismer som är beroende av slybildande träd- och buskarter och av de miljöer slyet skapar. Slytåkten måste därför anpassas efter den biologiska mångfaldens behov, både på bestånds- och landskapsnivå.

5. Våra rekommendationer ger en bild av när, var och hur det är lämpligt att bedriva slytäkt. Låt slyet stå kvar där det är en bristvara i landskapet, skörda mer sly i landskap som har brist på öppna hävdade marker. Friställ gamla träd i bryn och hagmarker. Røj sly på vägkanter, längs skogsbilvägar, på järnvägsbankar och i kraftledningsgator för att efterlikna hävdade miljöer i det gamla odlingslandskapet. Røj sly selektivt inom bestånden, så att gamla, grova och rikblommande träd och buskar sparas, särskilt av sälk och asp och andra arter som är sällsynta i landskapet. Spara unga träd som kan bli gamla. Røj sly partiellt, så att täta bestånd med ung asp får självgallras, och spara komplexa skogsbryn, skyddszoner mot känsliga naturtyper och mot skogsbevuxna skyddade områden.

### 12.2 bakgrund och frågeställning

En storskalig slytäkt på marginella marker, till exempel längs järnvägar och vägar, i övergångarna mellan åker och skog och i kraftledningsgator kan tyckas vara oproblematiske, eller till och med gynnsam, ur ett naturvårdsperspektiv. Det finns markslag där förbuskningen direkt inskränker biotopens värde för biologisk mångfald, och genererar kostnader för skötselåtgärder.

Exempel på detta är vissa naturreservat och naturbetesmarker med EU-stöd, men hit hör även parkmark och restmarker i tätorternas utkanter. Vissa djur- och växtarter skulle dra fördel av återkommande röjning på grund av sitt beroende av öppna biotoper och buskvegetation i tidiga successionsstadier. Samtidigt finns det också arter som är beroende av tätare och högre slyvegetation för reproduktion, skydd och föda. En utveckling av slytäkt i större skala måste därför föregås av en analys av möjliga effekter, både positiva och negativa, på biologisk mångfald i landskapet. Vi presenterar här resultatet av en litteraturoversikt, som ger indikativa slutsatser.

För att förstå effekter av slytäkt måste man först klarlägga vilken biologisk mångfald som är knuten till slybestånden, både avseende de olika vedartade växtarter som utgör själva slyet och vegetationens struktur. Nästa steg är att visa vilken biologisk mångfald som är knutna till de öppnare miljöer som skapas när slyet tas bort. Effekter av att låta slyet stå kvar, eller att ta bort det, kan avläsas både på beståndsnivå och på landskapsnivå. Tabell X.1 sammanfattar de viktigaste frågorna kring slyvegetation och biologisk mångfald, och anger samtidigt strukturen för redovisningen av litteraturoversikten.

Tabell 12.1 Frågeställningar kring slyvegetation och biologisk mångfald.

	<b>Biologisk mångfald i miljöer med lövsly</b>	<b>Biologisk mångfald i miljöer utan lövsly</b>
<b>Effekter på beståndsnivå</b>	<p>Vilken biologisk mångfald är knuten till slyets träd- och buskarter: glasbjörk, vårtbjörk, sälg, gråal, klibbal, hassel, asp?</p> <p>Vilken effekt har trädets/buskens ålder?</p> <p>Vilken effekt har vegetationsstrukturen i slybestånd?</p>	<p>Vilken biologisk mångfald är knuten till örter och gräs i öppna miljöer där slyet tagits bort?</p> <p>Vilken biologisk mångfald är knuten till kvarvarande träd i öppna miljöer där slyet tagits bort?</p> <p>Vilken effekt har biotopheterogenitet i skötta miljöer där sly röjts bort?</p>
<b>Effekter på landskapsnivå</b>	<p>För vilken biologisk mångfald kan lövsly fungera som bristbiotop?</p> <p>För vilken biologisk mångfald kan lövsly fungera som spridningsmiljö?</p> <p>För vilken biologisk mångfald kan lövsly fungera som isolerande miljö?</p>	<p>För vilken biologisk mångfald kan öppna miljöer där slyet tagits bort fungera som bristbiotop?</p> <p>För vilken biologisk mångfald kan öppna miljöer fungera som spridningsmiljö?</p> <p>För vilken biologisk mångfald kan öppna miljöer fungera som isolerande miljö?</p>

## 12.3 Metoder

Mycket få publicerade källor handlar uttryckligen om effekter av slytäkt på biologisk mångfald. Vår genomgång bygger därför på två typer av studier som indirekt ger relevant information. Dels handlar det om litteratur som redovisar vilken biologisk mångfald som är knuten till olika specifika vedartade träd- och buskarter, och till den vegetationsstruktur som

dessas ger, och dels har vi granskat källor som beskriver slyvegetation och dess skötsel i ett antal olika modellsystem.

Litteratursökningen begränsades till sju olika vedartade växtarter, som sannolikt skulle vara de mest relevanta för en svensk slytäkt. Samtliga är lövbärande arter, varför termen lövsly är lämplig att använda i redovisningen av litteraturgenomgången. Det finns ytterligare arter av buskar och träd som också kan betraktas som sly, t.ex. rönn (*Sorbus aucuparia*), hägg (*Prunus padus*), flera *Salix*-arter, en (*Juniperus communis*) och unga individer av ädellövträd som ek (*Quercus robur*), men vi har inte sökt litteratur specifikt för dessa arter.

Tabell 12.2 Träd- och buskarter som beaktats i litteraturgenomgången.

Glasbjörk *Betula pubescens*

Vårtbjörk *B. pendula*

Sälg *Salix caprea*

Gråal *Alnus incana*

Klibbal *A. glutinosa*

Hassel *Corylus avellana*

Asp *Populus tremula*

Lövsly förekommer i ett antal olika svenska markanvändningsklasser, och är i dessa ofta föremål för olika skötselåtgärder. För denna litteraturgenomgång har vi identifierat sju olika sådana klasser som kan fungera som modellsystem för lövslytäkt (tabell X.3). För varje modellsystem finns litteratur som beskriver miljöns sammansättning och struktur, vilken biologisk mångfald som är knuten till denna, och vilken skötselregim som tillämpas.

Tabell 12.3 Modellsystem för lövslytäkt.

Kraftledningsgata

Järnväg

Bilväg

Åkerkant/skogs kant

Igenväxande åker/äng/betesmark

Energiskog och skogsodling

Skottskogsbruk

Flera av dessa modelsystem (särskilt åkerkant/skogskant och igenväxande åker/äng/betesmark) kan vara belägna inom skyddade områden, med särskilda skötselöreskrifter, eller vara föremål för olika stöd- eller ersättningsformer som också ställer krav på skötseln. Om slytäkt ska bedrivas i sådana områden måste skötselöreskrifterna beaktas och respekteras. Det betyder inte nödvändigtvis att slytäkt är en olämplig skötselöresform, tvärtom kan tåkten vara ett sätt att nå bevarandemålen för området. Det finns reservat med skötselöreskrifter som inte är optimala med tanke på uppsatta bevarandemål, t.ex. därför att öreskrifterna inte tillräckligt tydligt klargör behovet av hävd. I sådana fall skulle skötselöreskrifterna behöva revideras så att den slytäkt som motiveras av bevarandemålet blir möjlig att genomföra.

Litteratordatabasen Web of Knowledge genomsöktes efter publikationer som berör kopplingen mellan de olika träd- och buskarterna, modellsystemen och biologisk mångfald. Därtill gjordes sökningar på Internet efter litteratur som ej publicerats i traditionella vetenskapliga källor, framförallt sådana som givits ut av de olika myndigheter och företag som ansvarar för de utvalda modellsystemen och deras skötsel. För modellsystemen energiskog, skogsodling och skottskogsbruk användes relevanta delar av den litteraturgenomgång som tidigare gjorts med avseende på lågskogsbruk och biologisk mångfald (Ebenhard m.fl. 2013). Litteratursökningen fokuserade på litteratur publicerad efter år 2000, och studier utförda i norra Europa.

### 12.3.1 Modellsystem

#### *Kraftledningsgata*

Ett antal myndighetsrapporter och vetenskapliga studier avser skötseln av kraftledningsgator. I Sverige är det främst de större kraftledningsgator som förvaltas av Svenska Kraftnät som varit föremål för studier. Den normala skötseln (Svenska Kraftnät 2010, 2013) innebär att sly röjs och farliga träd avverkas vart 8:e år. All högre vegetation i skogsgatan tas bort, och enstaka högre träd i sidoområdet, som därmed blir gallrat. Inom ledningsgatan finns en 3 m bred patrullstig som röjs var 4:e år. Det röjda slyet får normalt ligga kvar på plats. Utförda studier (Ahrné m.fl. 2011, Berg m.fl. 2011, 2013, Berg & Svensson 2011, Lennartsson & Gylje 2009, Lensu m.fl. 2011, Länsstyrelsen i Jönköpings län 2008, Svensson 2010, Svensson m.fl. 2012) avser effekter av skötseln på kärlväxter, dagfjärilar, fåglar och rödlistade arter, och vanligen görs jämförelser med andra hävdade miljöer, till exempel ängs- och hagmarker.

Generellt visar studierna att röjda kraftledningsgator kan utgöra värdefulla miljöer för biologisk mångfald knuten till öppna miljöer. Vissa delar av mångfalden skulle gynnas än mer av hårdare hävd, till exempel genom slåtter och mer frekvent röjning, medan andra skulle gynnas av mer varierad skötsel, i tid och rum. Svenska Kraftnät har utformat skötselinstruktioner (Grusell & Miliander 2011) som syftar till att gynna biologisk mångfald, både genom standardskötseln och särskild hänsyn i områden där kvarstående slyvegetation kan vara värdefull, till exempel längs våtmarker och vattendrag.

#### *Järnväg*

Ett litet antal källor berör biologisk mångfald längs järnvägar. En lågväxt buskmark är vanlig längs järnvägslinjerna, i synnerhet längs trädssäkrade linjer (Stenmark 2012). Dessa har en 20-25

m bred zon som avverkas och oftast hävdas som buskmark, varav de yttre 15 metrarna är buskvegetation och de inre mer örtdominerade. Det röjda slyet får normalt ligga kvar på plats. Studier av biologisk mångfald i de hävdade miljöerna längs järnvägar har inriktats på hotade torrmarksväxter och insekter anpassade till ruderat- och gräsmarker (Larsson & Knöppel 2009, Lennartsson & Gylje, Tikka m.fl. 2001), både som bristbiotop och spridningsmiljö.

## *Bilväg*

Ett stort antal studier behandlar biologisk mångfald och skötsel av vägkanter. De flesta avser större vägar där det finns ett behov att hålla en bred bård fri från högre vegetation, inte minst av säkerhetsskäl, men några studier är inriktade på skogsbilvägar, där skötselbehovet är annorlunda (Ahrné m.fl. 2011, Berg m.fl. 2011, Lennartsson & Gylje 2009, Svensson m.fl. 2012). Längs större vägar som sköts av Trafikverket (2011) sker en standardiserad skötsel. För drift och underhåll har vägens sidoområde delats in i tre zoner. Från vägkanten och 10 m ut finns den inre vegetationszonen, utanför den finns yttre vegetationszonen som kan variera i bredd, och ytterst finns en zon på 2 m där eventuellt viltstängsel är placerat. Den inre vegetationszonen och stängselzonen omfattas av Trafikverkets standardbeskrivning av drift, SBD. Där är det låg vegetation som gäller, med årlig röjning och slåtter. Trafikverket sköter medvetet den inre vegetationszonen för att gynna växter och djur, och anser att detta har avgörande betydelse för många jordbruksarters överlevnad. Ingen kemisk bekämpning eller gödning förekommer.

I den yttre vegetationszonen finns buskar och träd, men där görs gallrings- och röjningsåtgärder endast som tillägsarbeten, i mån av pengar. Trafikverket vill gynna en naturlig succession i den yttre vegetationszonen. Detta ska åstadkommas genom selektiv röjning, så att önskad vegetation får mer ljus, vatten och näring. Samtidigt hämmas fröetablering och uppslag av stubbskott genom att marken skuggas. Om en fullständig röjning görs blir resultatet att en ny slyvegetation snabbt växer upp, vilket ger högre skötselkostnader. I stängselzonen görs däremot gallring och röjning regelbundet.

Vetenskapliga studier av biologisk mångfald längs vägar är inriktade på arter som främst hör hemma i odlingslandskapet, och som i den röjda och slåtrade inre vegetationszonen finner en lämplig miljö som det råder brist på landskapet i övrigt. Det handlar om kärlväxter, mossor, spindlar och insekter som dagfjärilar, myror, jordlöpare och vivlar (Akbar m.fl. 2010, Alinvi & Olsson 2012, Auestad m.fl. 2011, Gerell 1997, Hovd & Skogen 2005, Jantunen m.fl. 2007, Kuussaari m.fl. 2007, Munguira & Thomas 1992, Nelson Brown & Sawyer 2012, Noordijk m.fl. 2006, 2008, 2009, 2010, Ottosson m.fl. 2012, Rosef & Bele 2008, Runesson 2012, Schaffers 2000, Tikka m.fl. 2001, Valtonen m.fl. 2006, 2007, Wynhoff m.fl. 2011).

Vanliga frågeställningar rör lämplig skötsel för att gynna biologisk mångfald på bästa sätt, till exempel hur ofta och när på året slåtter ska ske, om slaget hö ska tas bort eller ej, och hur en lämplig biotopheterogenitet åstadkoms. Jämförelser görs normalt med åkerkanter, ängs- och hagmarker och andra öppna miljöer. Mycket få studier adresserar lövslyet som sådant eller biologisk mångfald knuten till slyet.

## *Åkerkant/skogskant*

Åkerkanter och skogsbryn hyser lövsly som röjs för att underlätta åkerbruket, men det finns få beskrivningar av denna skötsel i litteraturen, och få studier av effekter på biologisk mångfald. Några studier berör betydelsen av åkerkanter som källbiotop för naturliga predatorer på bladlöss

som är skadegörare i åkern (Dennis & Fry 1992). Det finns inte heller många studier av effekter av skogsbruk i skogsbryn. En studie diskuterar dock möjliga effekter av ökat skogsbränsleuttag i skogsbryn (Cederberg m.fl. 2001). Däremot finns ett antal källor som beskriver skogsbrynet som ekoton mellan öppen mark och sluten skog (Fry & Sarlöv-Herlin 1997, Luken m.fl. 1991) och de organismer som är knutna till brynet, främst epifytiska lavar, landsnäckor, dagfjärilar, jordlöpare och fåglar (Hedenås & Ericson 2000, Koivula m.fl. 2004, Kuussaari m.fl. 2007, Suominen m.fl. 2003). Det finns också ett antal studier av sälg och asp i brynmiljöer, och de växter och djur som är knutna till dessa trädslag (Ehnström & Holmer 2009, 2012, Földner & Damm 2003, Paczkowska m.fl. 2006).

### *Igenväxande åker/äng/betesmark*

En omfattande litteratur behandlar biologisk mångfald på hävdade ängar och betesmarker. Igenväxning ses som ett problem och ett hot mot biologisk mångfald i sådana miljöer, och de flesta studier undersöker effekten av olika skötselåtgärder som slyröjning, slåtter och bete (Rosef & Bele 2008, Axelsson Linkowski & Svensson 2009). De organismer som studeras är knutna till öppna miljöer, med fokus på blommande kärlväxter och de insekter, främst dagfjärilar och humlor, som är beroende av blommor (Ahrné m.fl. 2011, Berg m.fl. 2011, 2013, Kuussaari m.fl. 2007, Lindborg & Eriksson 2004, Losvik 1999, Pihlgren m.fl. 2010, Öckinger m.fl. 2006). Även steklar, jordlöpare, dyngbaggar och fåglar har studerats (Berg & Svensson 2011, Rushton m.fl. 1990, Steffan-Dewenter & Leschke 2003, Söderström m.fl. 2001). På tidigare hävdade marker som nu övergivits och börjat växa igen har flera studier följt förändringar i biologisk mångfald som en effekt av igenväxningen, men få har fokuserat på de organismer som är knutna till slyvegetationen. Ett undantag är Hedenås & Eriksson (2004), som analyserat effekter på epifytiska lavar på asp. Cederberg m.fl. (2001) diskuterar effekter på biologisk mångfald av uttag av skogsbränsle i successionsskogar på igenväxande jordbruksmark, med och utan gamla hagmarksträd.

### *Energiskog och skogsodling*

Modernt energiskogsbruk har studerats omfattande och systematiskt, och ett stort antal rapporter har publicerats. För denna studie har framförallt publicerade review-arbeten (Baum m.fl. 2009, Copeland & Hardcastle 2008, Dauber m.fl. 2010, Dimitriou m.fl. 2011, Hossell m.fl. 2006, Janowiak & Webster 2010, Riffell m.fl. 2011, Rowe m.fl. 2009, Schulz m.fl. 2009, Tullus m.fl. 2012) använts för att bedöma effekter på biologisk mångfald, men även ett antal enskilda studier från Sverige, Danmark, Tyskland, UK och Italien. Studier av biologisk mångfald i energiskogar berör många olika organismgrupper, däribland kärlväxter, svampar, dagmaskar, spindlar, steklar, dagfjärilar, skalbaggar, skinnbaggar, fåglar och små däggdjur (Berg 2002, Björkman m.fl. 2004, Blick & Burger 2002, Fry & Slater 2011, Giordano & Meriggi 2009, Gruss & Schulz 2011, Hryniewicz m.fl. 2010, Liesebach & Mecke 2003, Reddersen 2001, Reddersen & Petersen 2004, Rowe m.fl. 2011, Sage m.fl. 2008, Schardt m.fl. 2008, Weih m.fl. 2003). Huvudinriktningen i de publicerade studierna har varit att jämföra energiskogen med öppna biotoper i odlingslandskapet, i synnerhet åker och träda, men även jämförelser med annan skog förekommer. Det finns även studier som inriktats på beskrivningar av energiskogens successionscykel, och effekten av att använda olika trädslag vilket påverkar beståndens struktur.

Det moderna energiskogsbruket bedrivs med kort omloppstid, ofta på tidigare åkermark. Stubbsocklarna tas upp efter några omloppstider, vilket gör att de aldrig blir äldre än ca 25 år,



och markskiktet störs påtagligt. När energiodlingen anläggs bereds jorden genom plöjning, harvning och herbicidbehandling, innan sticklingarna sätts ned. Många energiskogar avverkas mycket ofta, med omloppstider på 2-5 år, medan andra får stå i upp till 20-30 år. Ibland har uttrycken "short rotation coppice" respektive "short rotation forestry" (skogsodling) använts för de två varianterna (Copeland & Hardcastle 2008). Båda formerna förekommer i Sverige, den senare ofta med björk och hybridasp.

Många studier visar att energiskogen är bättre för biologisk mångfald än en åker. Studierna är inriktade på att jämföra energiskog med andra potentiella grödor på samma mark, vilket ofta är åkermark. Energiskogar hyser ingen "egen" biologisk mångfald, utan alla djur och växter som lever där har sitt ursprung i omgivande miljöer.

### *Skottskogsbruk*

Skottskogsbruk definieras som bruket att återkommande hugga lövträd som sedan slår stubbskott som växer vidare som buketter av skott från en gemensam bas. Under den första tiden efter en avverkning liknar skottskogen ett lövslybestånd. Traditionellt skottskogsbruk har bedrivits i hela Europa, men är nu generellt på tillbakagång. Ett aktivt skottskogsbruk förekommer framförallt i Sydosteuropa (Dekanovic m.fl. 2009, Stajic m.fl. 2009, Vacik m.fl. 2009), där upp till 65 % av skogsmarken kan vara skottskog (t.ex. i Grekland och Serbien), även om inte allt brukas aktivt längre. I Västeuropa finns fortfarande en hel del gamla skottskogar som övergivits (Gondard m.fl. 2001, Romane m.fl. 2001, Hédl m.fl. 2010) eller är under omställning till högskogsbruk (Fabbio & Amorini 2002, Montes m.fl. 2004, van Calster m.fl. 2008b). I Sverige finns idag mycket få aktiva skottskogar, men historiskt har skottskogsbruket varit utbrett (Bergendorff & Emanuelsson 1996), och det finns studier av hur framförallt floran påverkas av skottskogsbruk.

Den biologiska mångfald som berörs i studierna omfattar både djur, svampar och växter, men kärlväxter har en dominerande ställning (Bardat & Aubert 2007, Bartha m.fl. 2008, Benes m.fl. 2006, Broome m.fl. 2011, Catorci m.fl. 2011, Debussche m.fl. 2001, Decocq m.fl. 2005, Deconchat & Balent 2001, Di Marino m.fl. 2009, Eichhorn & Eichhorn 2007, Fuller & Warren 1993, Gardiner 2011, Gondard m.fl. 2000, Gondard m.fl. 2001, Harmer m.fl. 2010, Hédl m.fl. 2010, Ihlen m.fl. 2001, Jacquemyn m.fl. 2008, Laganà m.fl. 2002, Lassauce m.fl. 2012, Mason & Macdonald 2002, McEvoy & McAdam 2002, Peverieri m.fl. 2008, Pradella m.fl. 2010, Romane m.fl. 2001, Schlick-Steiner m.fl. 2005, Spitzer m.fl. 2008, Streitberger m.fl. 2012, Treiber 2003, van Calster m.fl. 2007, van Calster m.fl. 2008a, Vliegenthart 2011, Riondato m.fl. 2005, van Achterberg 2007). Relativt få studier har berört mossor, lavar och svampar. Bland djuren är det framförallt fjärilar och skalbaggar som uppmärksammas i studierna, men enstaka studier på en lång rad ryggradslösa djur förekommer.

En stor majoritet av studierna om traditionella skottskogar handlar om successionen under en omloppstid, d.v.s. omsättningen i fauna och flora från avverkningsfasen till mogen skottskog. Eftersom många av skottskogarna i Västeuropa inte längre aktivt brukas är många studier inriktade på att undersöka vad som händer med biologisk mångfald när skottskogen blir överårig och börjar övergå i en högskog.

## 12.4 Biologisk mångfald i miljöer med lövsly: effekter på beståndsnivå

### 12.4.1 Biologisk mångfald knuten till träd-och buskarter

De träd- och buskarter som inkluderats i litteraturgenomgången (glasbjörk, vårtbjörk, sälg, gråal, klibbal, hassel, asp) är alla associerade med ett antal olika andra arter av både växter och djur. I synnerhet för sälg och asp handlar det om ett stort antal arter, däribland många rödlistade, som ofta är beroende av just dessa trädslag för sin överlevnad. Samtidigt som dessa träd- och buskarter kan betraktas som slybildande arter utgör de också en stor del av Sveriges lövträdsbestånd. Generellt är en stor del av våra rödlistade arter knutna till lövträd, vilket signalerar en brist på löv i landskapet.

Björk utgör värdväxt för 340-400 arter skalbaggar, 150 arter fjärilar och 500 arter kryptogamer (Cederberg m.fl. 2001, Ehnström & Holmer 2009). Detta kan jämföras med 169 arter fjärilar och 550 arter skalbaggar som lever på ek, ett ädelt lövträd av stort naturvårdsintresse.

Ettundraåttio fjärilsarter har sin larvutveckling på sälg, och många fler fjärilsarter söker nektar i sälgblommor (Ehnström & Holmer 2009, Földner & Damm 2003, Paczkowska m.fl. 2006). De flesta fjärilarna är polyfaga, men några arter är mer eller mindre specialiserade på sälg eller andra *Salix*-arter. Sjuttiofem arter skalbaggar lever på sälgens blad, blommor och knoppar, medan ytterligare 200 arter lever i sälgens döda ved och bark. Ett par hundra arter bladsteklar har sin larvutveckling på *Salix*-arter. Bin, särskilt humlor, lever på nektar och pollen från sälgblommor. Bladlöss, andra halvvingar, gallsteklar, gallmyggor lever också på sälg, liksom flera trädsvampar. Sälgen är helt klart ett viktigt trädslag för många fytofager i skogsbyn, och kan betraktas som en nyckelart i ekosystemet. I det gamla odlingslandskapet sparades många kantzoner med sälgar, och både skogen och gårdsmiljöerna hade ett större inslag av löv. I gamla entomologiska samlingar hittar man många sälglevande insekter som idag har gått starkt tillbaka och blivit sällsynta (Ehnström & Holmer 2009).

Biologisk mångfald knuten till hassel är inte lika väl dokumenterad. I en polsk studie (Gantner & Jaskiewicz 2002) av skalbaggar i hasselbestånd påträffades 33 arter skalbaggar, varav 27 polyfager, 5 oligofager och 1 monofag (nötvivel *Curculio nucum*). Den vanligaste familjen var vivlar.

Bland alla boreala trädarter är asp den art som hyser flest värdväxtspecifika kryptogamer och evertebrater (Hedenås & Ericson 2008) och arten kan betraktas som Norrlands ädellövträd. Omkring 100 arter fjärilar lever på asp, varav ca 10 på döda aspar (Ehnström & Holmer 2012, Paczkowska m.fl. 2006). Bland skalbaggarna har 345 arter registrerats på asp, varav 21 på levande aspar, och resten på död ved eller i döda rester i stamhål. Bland kryptogamerna växer 50 arter mossor, 110 arter lavar och omkring 50 arter svampar på asp, och ytterligare 550 arter svamp utnyttjar asp på något sätt. Alla dessa arter är inte nödvändigtvis inskränkta till asp, men en stor andel är det. Bland lavarna är 82 arter obligata, och bland svamparna och mossorna 312 respektive 15 arter (Hedenås & Ericson 2000). I en finsk studie (Kouki 2009) registrerades 742 arter storfjärilar, skalbaggar, växtsteklar, tickor, lavar och mollusker på asp. Av dem är 132 specialiserade på asp, och 46 är hotade arter. I en skotsk studie (Prescott & Stubbs 2009) av

fjärilar på asp listades 17 arter som huvudsakligen lever på asp, 14 arter som lever på asp och andra *Populus*- eller *Salix*-arter, och 12 polyfaga arter som också lever på helt andra lövträd.

Det finns även arter som sekundärt är knutna till asp genom förnan under aspen (Kouki 2009, Suominen m.fl. 2003). Jordlöpare och mollusker är vanligare i aspförna, särskilt jämfört med barrskogsförna. Flera marklevande snäckor lever i förnan i aspbestånd. Artantal och diversitet av landsnäckor är högre i stora aspbestånd, i bestånd som ligger nära odlingsmark, och i aggregerade aspbestånd i barrblandskog.

Nästan alla hotade arter lever på gammal eller död asp. Två olika åtgärdsprogram för insekter och lavar på asp (Eriksson 2013, Wikars & Hedenås 2010) har fastställts. Cinnoberbagge *Cucujus cinnaberinus* och aspsplintbock *Leiopus punctulatus* lever i död aspved. Aspbarkgnagare *Xyletinus tremulicola* har sin larvutveckling inuti barken i döende eller nydöda aspar, eller i stamskador i levande aspar. Den lever på stående träd eller höga stubbar i solbelysta lägen, och kan förekomma på klena träd, ned till 10 cm. Larven av karelsk barkfluga *Xylomya czekanovskii* lever under barken på nydöda aspar, och enbart på grova lågor. Liten aspgelélav *Collema curtisporum* lever på medelålders till gamla aspar (80-100 år) i friska till fuktiga blandskogar. De åtgärder som ska vidtas för att gynna dessa fem arter kommer samtidigt att bidra till bevarandet av ytterligare ett par hundra rödlistade och sällsynta arter, vilket visar att det finns ett stort djur- och växtsamhälle som är beroende av asp i landskapet, i synnerhet gammal och grov asp.

Flera av de träd- och buskarter som betraktas som sly används även i brukade skottskogar, däribland björk, hassel och asp. Bland de övriga djur- och växtarter som lever i skottskog finns många naturvårdsintressanta arter. En bidragande orsak till detta är att överståndare och socklar erbjuder gamla strukturer och substrat i skottskogen utan att miljön blir kontinuerligt skuggig som i skog, och detta ökar möjligheten för arter knutna till gammal men solbelyst och varm ved att överleva, t.ex. vedlevande skalbaggar. Vidare gynnas arter som nyttjar de frodväxta skotten, d.v.s. det som kan betraktas som sly.

I de publicerade studierna av biologisk mångfald i europeiska skottskogar rapporteras vanligen mellan ett och 10 trädslag per skottskog, med ett medelvärde på fyra arter. I många rapporter ges ofullständiga beskrivningar av trädammansättningen, t.ex. nämns ofta bara de dominerande trädslagen, även om det handlar om en blandskog, vilket gör att medelvärdet fyra arter sannolikt är en underskattning. De flesta rapporter avser alltså flerartssystem. En blandning av flera olika trädslag ökar den rumsliga heterogeniteten, vilket i sin tur normalt ger en större biologisk mångfald. Det kan även finnas produktionsaspekter som gör att ett flerartsbestånd är effektivare som primärproducent, vilket också skulle gynna konsumenter i flera led. Gamfeldt m.fl. (2013) visade i en studie av ekosystemtjänster på produktiv skogsmark i Sverige att primärproduktionen var 50 % större i en skog med fem arter jämfört med en monokultur. Detta innebar i sin tur att mängden inlagrat kol, blåbärsproduktionen, artrikedomen i markväxtskiktet och produktionen av vilt också var större i blandskogar.

Energiskogsbruket (*Salix*) har också gynnsamma effekter på biologisk mångfald, men inte i lika hög grad som skottskogsbruket, framförallt på grund av den korta omloppstiden, både för stammar och socklar, och på den lägre graden av heterogenitet inom bestånden. Energiskogar i den moderna tappningen har ingen lång historia, och de ersätter ingen försvunnen naturlig biotop, och därför hyser de få arter som i landskapet har sin huvudsakliga förekomst i just

energiskog, och få naturvårdsintressanta arter. På beståndsnivå är energiskog ofta artrikare än åker, vall, degraderad mark och annan biomassagröda, men artfattigare än skog. Energiskogens värden för biologisk mångfald ligger främst i bryn och kanter, inte i beståndens inre delar.

Det kan vara svårt att dra slutsatser om de inhemska lövslyarternas betydelse för biologisk mångfald baserat på erfarenheter från energiskogar eftersom det ofta är främmande trädarter eller förädlad material som används. De trädarter som används är dock nära besläktade med våra inhemska slyarter. Energiskogens positiva effekter på biologisk mångfald förklaras sannolikt mest av vegetationsstrukturen, snarare än vilka trädarter som används. Generellt bedöms energiskogar med *Salix* vara bättre än poppel för biologisk mångfald, både bland insekter, spindlar och fåglar (Dauber m.fl. 2010, Dimitriou m.fl. 2011, Rowe m.fl. 2009, Schulz m.fl. 2009). Rowe m.fl. (2009) rapporterade om en studie där 120 arter insekter och spindlar påträffades i en *Salix*-odling, medan bara 70 arter fanns i en motsvarande yta i ett poppelbestånd. Dauber m.fl. (2010) hävdar att skillnaden är särskilt tydlig bland insekter som lever i trädskronorna, snarare än de marklevande. En orsak till detta är att *Salix* blommar rikligare än poppel, och utgör en bättre födokälla för t.ex. bin och fjärilar (Dimitriou m.fl. 2011, Reddersen 2001). För fåglar är *Salix*-bestånd bättre därför att de erbjuder en större biotopheterogenitet (Dimitriou m.fl. 2011).

#### 12.4.2 Effekter av trädets/buskens ålder

Sly består av unga klena stammar, medan mycket av den biologiska mångfald som är knuten till slyets träd- och buskarter kräver gamla strukturer i ved och bark. Det är alltså inte nödvändigtvis så att lövsly kan hysa alla de arter som är knutna till de aktuella träd- och buskarterna. Ehnström beskriver i detalj hur sälgens (Ehnström & Holmer 2009) och aspens (Ehnström & Holmer 2012) ålder avgör vilken biologisk mångfald som kan nyttja dessa trädslag.

Sälgens unga skott nyttjas av många bladätande djur, däribland älg och rådjur. Den unga bladmassan lockar också många bladätande insekter. Bladen är stora, lättuggade och möjligen mer näringsrika, än på äldre sälgar. Allmän gaffelsvans *Cerura vinula*, piltandvinge *Notodonta ziczac*, pärlgrå högstjärt *Clostera pigra*, videsvärmare *Smerinthus ocellata*, sälgdvärgmal *Stigmella salicis*, vinbärsfux *Polygonia c-album* är exempel på fjärilar vars larver livnär sig på sälglblad. Flera bladbaggar lever också på bladen, till exempel fallbaggarna *Cryptocephalus sexpunctatus* och *C. nitidus*, sälglövbagge *Lochmaea caprea*, pilglansbagge *Phratora vitellinae*, och aspglansbagge *Chrysomela populi*.

När den unga sälgen blivit ett par meter lång och omkring 5 cm i diameter är det fortfarande många arter som lever på bladen, men slyet börjar även sätta blom. Viktiga fjärilar nu är sorgmantel *Nymphalis antiopa* och björkspinnare *Eriogaster lanestris*. Långhorningar börjar kolonisera stammen och rötterna, t.ex. sälgvedbock *Saperda similis*, videbock *Lamia textor*, och vivlar som alvivel *Cryptorhynchus lapathi*. Även praktbaggar som silverfläckad smalpraktbagge *Agrius guerini*, tvåfärgad smalpraktbagge *A. subauratus* nyttjar den unga sälgen.

När sälgen nått mogen ålder är dess blomning viktig för biologisk mångfald. Sälgens nektar och pollen är ofta den enda tillgängliga födan för tidigt flygande pollinerare. Många humlor lever på sälgen på våren, däribland ängshumla *Bombus pratorum*. De äter också proteinrika pollen, som behövs för äggutvecklingen. Andra viktiga bin är vårsidenbi *Colletes cunicularius*, sälgsandbi *Andrena vaga* och videsandbi, *A. clarkella*. Många flyttfåglar födosöker i den mogna

sälgen, till exempel lövsångare, ärtsångare och blåmes, tack vare den rika tillgången på insekter. Egentliga flugor (Muscidae), blomflugor, sumpflugor och hårmyggor lever också på sälglblommorna. Blommorna försörjer också många vivlar och nattfjärilar som gotiskt sälgfly *Orthosia gothica*, tallfly *Panolis flammea* och trefläckigt vågfly *Eupsilia transversa*.

Gamla och döende sälgar, med grova stammar, får mycket svamp- och insektsangrepp. På skadade grenar finns flera tickor, till exempel eldticka *Phellinus igniarius*, kuddticka *P. punctatus*, och sälgticka *P. conchatus*. I tickorna finns skalbaggar som den diminutiva *Baranowskiella ehnstromi*. Lunglav *Lobaria pulmonaria* och skrovellav *L. scrobiculata* växer på gamla sälgstammar. Många vedlevande insekter frodas, däribland myskbock *Aromia moschata*, sälggetingbock *Xylotrechus pantherinus*, vanlig träfjäril *Cossus cossus*, och myrlik glasvinge *Synanthedon formicaeformis*. På bladen lever vinkelbandat ordensfly *Catocala nupta* och rosenryggat ordensfly *C. pacta*.

Många insekter nyttjar också död sälg. Vilka arter det handlar om beror på nedbrytningsstadium, grovlek, grad av solexponering och vilka rötsvampar som angripit veden. Viktiga skalbaggar är björkvedbock *Saperda scalaris*, sälgkamelstekel *Xiphodria prolongata*, grön smalpraktbagge *Agrilus viridis*, plattnosbaggar *Dissoleucas*, stekelbock *Necydalis major*, stubbhornsoxe *Sinodendron cylindricum* och fyrbandad blombock *Leptura quadrifasciata*. Hackspettar lever på många av dessa insekter.

På samma sätt exponerar Ehnström aspens biologiska mångfald. På unga asp-skott är det främst arter som lever på lättsmälta blad, som aspglansbaggarna *Chrysomela populi* och *C. tremulae*, där både larv och vuxen lever på aspblad. Aspdvärgmal *Stigmella assimilella* är minerare i bladen, och gallmyggor som *Contarinia petioli* och *Harmandia tremulae*, och gallkvalster som *Eriophyes diversipunctatus* är gallbildare på unga aspbuskar är. Fjärilslarver som lever på bladen är t.ex. asptandvinge *Notodonta torva*, poppelsvärmare *Laothoe populi*, pilporslinsvinge *Pheosia tremula* och större gaffelsvans *Cerura vinula*. Det finns även insekter som går på stammen, t.ex. mindre aspsmalpraktbagge *Agrilus pratensis* och mindre aspvedbock *Saperda populi*. Det finns också växtsteklar som lever på asp, som *Pamphilius maculosus*. Svampar på unga aspar är t.ex. aspskorv *Venturia macularis*. Asp är mellanvärd för svampen knäckesjuka *Melampsora pinitorqua*, som angriper tall, vilket gör aspen mindre populär bland skogsägare.

När aspen blivit ett ungt utvuxet träd, 20-40 år gammalt och 10-20 m högt nyttjar olika arter både blad, bark och ved. Larven av aspfjäril *Limenitis populi* lever på aspblad, liksom videspinnaren *Leucoma salicis*, poppelspinnaren *Poecilocampa populi* och vecklarspinnaren *Gluphisia crenata*. Larven av liten poppelglasvinge *Sesia melanocephala* lever vid basen av döda grenar på unga levande aspar. På unga aspar lever även större aspvedbock *Saperda carcharias*, vars larv gnager gångar i veden. Även stor aspsmalpraktbagge *Agrilus suvorovi* går på ung ved. Hackspettar som mindre hackspett och vitryggig letar larver i veden. Många bladlöss lever på asp, till exempel pungbladlössen *Pachypappa* och *Pachypapella*. Älg, rådjur och harar lever på asp, och bäver. I täta slybestånd av asp lever svampen aspdyna *Entoleuca mammata*, med flera arter knutna till sig, t.ex. mögelbaggen *Enicmus lundbladi* och barkstinkflyet *Aradus bimaculatus*.

I gamla aspar med håligheter börjar svampar invadera stammen, till exempel aspticka *Phellinus tremulae* och stor aspticka *P. populicola*. Spillkråka, gröngöling och gråspett hackar ut

bohål i rötade stammar, och andra fåglar nyttjar hålen sekundärt. I stammens håligheter bildas mulm, där många arter lever, till exempel brun guldbagge *Liocola marmorata*, orangevingad kamklobagge *Pseudocistela ceramboides*, mögelbaggar Corticariidae, och fuktbaggar Cryptophagidae. I veden närmast mulmhålet lever särskilda arter som almvedvivel *Cossonus cylindricus* och stekelbock *Necydalis major*. I håligheter lever även blomflugor och myror. I myrbon finns även andra arter som lever på myrlarver, t.ex. kortvingar. På solexponerade grova gamla aspar lever aspraktbagge *Poecilonota variolosa*, aspbarkgnagare *Xyletinus tremulicola* och poppelglasvinge *Sesia apiformis*. Olika arter skalbaggar är specialiserade på rötter, stambaser, högre stammar och kronverket. Grov bark på gamla aspar har en rik påväxt av mossor och lavar, till exempel lunglav *Lobaria pulmonaria*, skrovellav *Lobaria scrobiculata*, blylav *Degelia plumbea*, liten aspgelélav *Collema curtisporum*, aspfjädermossa *Neckera pennata* och aspglansmossa *Pylaisia polyantha*.

Ett stort antal arter lever i olika nedbrytningsstadier av död aspved och -bark. Där finns skalbaggar som grön aspvedbock *Saperda perforata*, aspsplintbock *Leiopus punctulatus*, cinnoberbagge *Cucujus cinnaberinus*, klubbhornsbaggar Pselaphinae och fjädervingar Ptiliidae. Bland tvåvingarna märks vapenflugor Stratiomyidae, vedflugor Xylophagidae, stjärtflugor Lonchaeidae och blomflugor som aspblomfluga *Hammerschmidtia ferruginea*. Aspblomflugans larv lever i död aspved. Födan består av mikroorganismer som bryter ned sav. Stammens eller grenens diameter måste vara minst 12-15 cm för att utveckla rätt förhållanden, med våt nedbrytning under de 1-2 år som det tar för larven att utvecklas (Rotheray 2009). Dessa växtätare försörjer i sin tur rovdjur som kortvingen *Quedius plagiatus* och den violettbandade knäpparen *Harminius undulatus*. Trädsvampar på döda aspar är barkticka *Oxyporus corticola*, zonticka *Trametes multicolor* och rävticka *Inonotus rheades*. Svampbaggar lever i sin tur på svamparna, t.ex. korstecknad svampbagge *Mycetina cruciata*, och mycelsugande arter som stor skinnbagge *Mezira tremulae*. De hål i veden som vedskalbaggar gör blir bo för bin Apoidea, grävsteklar Sphecoidea, solitära getingar Eumenidae och guldsteklar Chrysididae. Högstubbar av asp är bra för slag- och hökugglor att häcka i.

Gamla aspar är värdefulla för biologisk mångfald, men det är inte alla gamla aspar som utvecklar rätt strukturer för alla arter. Snabbväxande aspar på igenväxande jordbruksmark bildar inte de kvaliteter som behövs för att hysa en del av de epifytiska aspspecialisterna (exempelvis liten aspgelélav *Collema curtisporum* och aspbarkgnagare *Xyletinus tremulicola*). De har bland annat slätare barkstruktur än aspar i skogsmark, och utvecklar mindre rötskador (Wikars & Hedenås 2010).

Aspbeståndets struktur avgör också hur fort det utvecklas död ved, inte enbart trädens ålder. I relativt unga, men täta slybestånd sker en självgallring på grund av konkurrens om ljus och näring, vilket skapar död ved av pionjärträd och halvklena dimensioner (Cederberg m.fl. 2001). Stående död ved av självgallrad asp, björk och *Salix* är viktiga substrat för 25 bark- och vedlevande insekter. Självgallrade döda träd i halvklena dimensioner har också betydelse för insektslevande fåglar (till exempel mindre hackspett och trädkrypare), och som bobyggnadsplats för mesar.

Bland epifytiska lavar sker en succession i artsammansättningen från unga till gamla aspar. Lavar på unga aspar, ofta skorplavar, bildas genom symbios med grönalger och gynnas av hög ljusintensitet. Lavar på gamla aspar, ofta bladlavar, lever främst i symbios med cyanobakterier, och gynnas av mer skugga och hög luftfuktighet (Ellis 2009, Hedenås & Ericson 2000, Hedenås

m.fl. 2007). Rödlistade och signalarter finns främst på gamla träd (>24 cm dbh). Det är dock inte enbart aspens ålder som avgör lavfloras sammansättning, utan även växtplatsen. Unga aspbestånd återfinns mest i odlingslandskapet, på övergiven åker- och betesmark, och längs åkerkanter. De gamla bestånden finns oftare inne i barrblandskog. De två typerna av aspbestånd har olika uppsättningar lavar, beroende på omgivande granar, som skapar lämpliga abiotiska förhållanden, och på trädålder (Hedenås & Ericson 2004). Lavar med cyanobakterier finns bara på stammar över 50 år, men saknas nästan helt i aspbestånd i odlingsmark, även om träden är gamla. I barrblandskogsbestånd dominerar därför lavar med cyanobakterier, och i odlingslandskapet lavar med grönalger. Det är främst de med cyanobakterier som är rödlistade. Aspar i barrblandskog och i skogsbryn är alltså värdefullare än aspar på igenväxande odlingsmark.

Den biologiska mångfalden i en brukad skottskog genomgår en succession av olika stadier, där olika artgrupper avlöser varandra. Åren efter huggning blir vårblomningen ofta mycket riklig för att sedan avta när stammarna från socklarna växer upp. Den största artmångfalden i en lågskog får man om omloppstiden mellan skördar är så lång att flera successionsstadier ryms, under förutsättning att den inte blir så lång så att fröbanken och andra vilstadier tappar sin livskraft. Sannolikt uppfyller de längre omloppstiderna i den traditionella skottskogen (20-40 år) båda dessa krav.

Artantalet marklevande kärlväxter per area ökar de första 1-2 åren efter avverkning i en skottskog, för att sedan avklinga under en längre tid, vilket påvisats i en lång rad studier (Bartha m.fl. 2008, Debussche m.fl. 2001, Deconchat & Balent 2001, Gondard m.fl. 2000, 2001, Hédl m.fl. 2010, Mason & Macdonald 2002, McEvoy & McAdam 2002, Romane m.fl. 2001). Marktäckningen ökar också snabbt efter avverkningen och når ett maximum efter några år, för att sedan avta igen när busk- och trädskiktet börjar sluta sig (Mason & Macdonald 2002). Den ökade marktäckningen åtföljs av en ökad blomning, både genom att fler blommande arter uppträder, och att blomsättningen per individ ökar (Jacquemyn m.fl. 2008, Mason & Macdonald 2002, van Calster m.fl. 2008a).

Olika arter gynnas av olika stadier i skottskogsbruket. Ett flertal studier har visat att kärlväxterna i en skottskog kan delas in i ett antal funktionella grupper som avlöser varandra under en omloppstid (Catorci m.fl. 2011, Debussche m.fl. 2001, Decocq m.fl. 2005, Deconchat & Balent 2001, Gondard m.fl. 2000, 2001, Hédl m.fl. 2010, Riondato m.fl. 2005, Treiber 2002). Bartha m.fl. (2008) delade in kärlväxterna i en italiensk bokskottskog i fem klasser: bokskogsspecialister, skogsgeneralister, icke-skogsarter, ogräs och rudertarter, samt skogskantarter. De fem klasserna är olika dominanta under successionen från avverkning till mogen skog. För fyra av klasserna sker en minskning av artantalet över tiden, men bokskogsspecialisterna ökar i antal över tiden.

Ihlen m.fl. (2001) studerade förekomsten av lavar på stammar av hassel i övergiven norsk skottskog, som nu dominerades av gråal, björk och bindvide. De fann att artantalet lavar ökade med hasselstammarnas ålder, över intervallet 18-63 år. Sannolikt var omloppstiden i det aktiva skottskogsbruket omkring 10-20 år, vilket innebär att stora delar av lavsamhället skulle saknas i skottskogen, om de inte kunde finnas kvar på socklar eller överståndare.

Faunan i en skottskog speglar växternas succession över en omloppstid, eftersom växterna både utgör föda för primärkonsumenterna och erbjuder livsutrymmen för alla olika djurgrupper i

skottskogen. Den variation i abiotiska faktorer som påverkar växtsamhället verkar också direkt på faunan.

Tidiga successionsstadier i en skottskog erbjuder varmt mikroklimat, och mycket föda för herbivorer i form av späda blad, gräs, pollen och nektar (Fuller & Warren 1993). Vanliga grupper är då bin, getingar, bladbaggar, vivlar, skinnbaggar och dagfjärilar. De följs snabbt av ett stort antal rovdjur, till exempel marklevande skalbaggar, vargspindlar och hoppspindlar. Dessa grupper når ett maximum 2-5 år efter skörd, sedan avtar antalet. I senare stadier blir andra grupper mer vanliga, till exempel bladminerande nattfjärilar och nätspinnande spindlar. Arter som behöver död ved och svamp som växtsubstrat eller föda finns i senare successionsstadier, men de blir aldrig vanliga om det inte finns gamla överståndare eller hamlade träd i skottskogen. Stora socklar (särskilt av ask, ek, lind och bok) kan också erbjuda mikrohabitat för djur som lever i död ved.

Treiber (2003) studerade dagfjärilar och bastardsvärmare i en fransk avenbokskottskog med bergek som överståndare. Totalt påträffades 87 arter i skottskogen, vilket är 82 % av alla arter som finns i trakten. Treiber kunde urskilja fyra olika grupper av dagfjärilar som främst var knutna till varsitt successionsstadium i skottskogsbruket. I skördefasen, direkt efter en avverkning, flög till exempel aurorafjäril (*Anthocharis cardamines*) och tistelfjäril (*Cynthia cardui*), och i den efterföljande skogsbrynsfasen var pärlgräsfjäril (*Coenonympha arcania*) och sotnätjäril (*Melitaea diamina*) vanliga. Därefter kom buskfasen med hagtornsfjäril (*Aporia crataegi*) och citronfjäril (*Gonepteryx rhamni*), medan den mer slutna skogsfasen kännetecknades av till exempel silverstreckad pärlemorfjäril (*Argynnis paphia*), dårgräsfjäril (*Lopinga achine*) och kvickgräsfjäril (*Pararge aegeria*).

På samma sätt kan en succession av olika arter påvisas för nattfjärilar i skottskogar. Broome m.fl. (2011) påträffade totalt 293 arter nattfjärilar i skottskogar av tre olika åldrar, med 1-4, 5-9 och 10-20 år efter avverkning. Studien utfördes i en engelsk skottskog dominerad av äkta kastanj och vårtbjörk, utan överståndare. Etthundratio arter uppvisade en preferens för något av åldersstadierna och 51, 14 respektive 31 arter påträffades enbart i skottskog av "rätt" ålder. I första stadiet var hälften av arterna gräsmarksarter, i andra stadiet var det mest arter från öppna skogar och buskmarker, och i det tredje stadiet arter från slutna skogar. I första stadiet fanns många arter som lägger ägg på örter, i andra stadiet läggs ägg mest på träd och buskar, i tredje stadiet på lavar, svamp och dött material. Författarna drog slutsatsen att omloppstiden bör vara 15-20 år för att passa nattfjärilarna, och bestånd med olika ålder ska finnas i landskapet.

I traditionellt europeiskt skottskogsbruk varierar omloppstiden mellan avverkningar från 7 till 40 år, beroende på växtplats, träslag och vilka träprodukter som skogen ska leverera. Olika komponenter av biologisk mångfald gynnas av olika omloppstider. Med korta omloppstider kommer de tidiga successionsstadierna att dominera i skottskogen, och därmed hörande växt- och djursamhällen, t.ex. blommande annuella örter och dagfjärilar. Med långa omloppstider blir det möjligt även för många mer specialiserade skogsarter (Decocq m.fl. 2005), däribland de speciella "ancient woodland species" att överleva. Mossor (Bardat & Aubert 2007), lavar (Ihlen m.fl. 2001), nattfjärilar (Broome m.fl. 2011) och vedlevande insekter (Lassauce m.fl. 2012) är grupper som gynnas av längre omloppstider. Långa skördeintervall innebär en viss självgallring av unga skott, vilket gynnar ved- och kambielevande insekter, särskilt svårspidda arter som behöver kontinuerlig tillgång på substrat (Lennartsson m.fl. 2010).



Erfarenheten från energiskogsbruk är att de korta omloppstiderna för stammar (2-5 år) begränsar många arter från att kunna nyttja energiskogar, i synnerhet skogslevande arter som kräver gamla substrat eller håligheter i grova stammar.

Det finns tecken på att energiskogen präglas av två överlagrade successionsprocesser, en som bestäms av stamavverkningens omloppstid, och en längre som bestäms av socklarnas omloppstid. Schardt m.fl. (2008) inventerade spindlar i energiskog 4, 9 och 15 år efter plantering på åkermark, motsvarande 1:a, 2:a och 3:e rotationscykeln för stammarna. Skogslevande spindelarter ökade i antal individer, medan gräsmarksarter minskade i antal, under hela studieperioden, detta trots avverkning vart femte år (figur 4.9).

Artsammansättningen i energiskogen utvecklades också mot en mer utpräglad skogsfauna över tiden trots att avverkningar skedde. Det sägs inte uttryckligen i rapporten, men förmodligen stod socklarna kvar, och spindlarnas succession följde i första hand den längre omloppstiden för socklarna. Blick & Burger (2002) fann liknande resultat i en annan studie av spindlar i energiskog över två omloppstider för stammarna. Även där skedde en succession från åkerarter till skogsarter, men en riktig skogsfauna uppnåddes ej, på grund av den korta omloppstiden.

Energiskogens succession är i övrigt lik skottskogens, men den kortare omloppstiden för stammarna begränsar miljön till tidiga successionsstadier. Å andra sidan kan successionen i en energiskog gå fortare än i en traditionell skottskog, eftersom stammarna kan stå mycket tätt, så att solexponeringen snabbt avtar. Ljus- och näringskrävande växter kommer först, och ersätts sedan snabbt av mer skuggtåliga perenner (Tullus m.fl. 2012). Under de två första åren ökar artantalet kärlväxter, därefter avtar det. Eftersom överståndare saknas, och socklarna inte blir gamla, finns det ont om gamla strukturer och substrat, och organismer som lavar och mossor får svårare att etablera sig.

Fågelfaunan i energiskog påverkas också mycket av omkringliggande miljöer (Dimitriou m.fl. 2011). Berg (2002) fann fler jordbruksfåglar än skogsfåglar i energiskogen, och alla kom från närliggande miljöer. Fler fågelarter påträffades i höga odlingar (>2m) än i låga, d.v.s. beståndets ålder påverkade artantalet. Rowe m.fl. (2009) rapporterar också en ökande diversitet av fåglar i upp till 5 år efter avverkning, och en succession av olika arter som avlöser varandra. Successionen går generellt från odlingsmarksarter till buskarter och till slut skogsarter (Gruss & Schulz 2011). Generellt har energiskogar få arter och låg abundans, och ingen riktigt specialiserad häckande fågelart.

Dagfjärilfaunan i en energiskog är också i högsta grad påverkad av omgivande marker. Efter en avverkning sker en snabb kolonisation av arter som trivs i öppna miljöer, men så snart som nya skott växer upp minskar antalet individer och arter snabbt.

### 12.4.3 Effekter av vegetationsstruktur i slybestånd

Slyvegetation kan utgöra en viktig biotop för många organismer som är knutna till enskilda träd- och buskarter eller -släkten, särskilt asp och sälg. Ofta är det gamla, grova stammar och grenar som är de mest värdefulla för de hotade arterna, men slyvegetation består vanligen av täta bestånd med unga och klena stammar med lite förgrening och utvecklade kronor. Denna slyvegetation nyttjas också av många organismer, som vanligen är polyfaga, vilket innebär att det inte är trädens arttillhörighet som är det viktiga, utan tillgången på stora mängder näringsrik

och lättsmält föda i form av blad, skott och späda stammar. Många av de arter som nämnts ovan i beskrivningen av arter som nyttjar unga aspar och sälgar hör till denna kategori.

Älgar föredrar att beta unga slyskott som innehåller lättsmält energi och protein, men mindre tanniner, cellulosa och lignin än äldre ved. Sly som slås ger dessutom skottbildning av olika kvalitet beroende på när röjningen görs. I en studie (Rea m.fl. 2010) föredrog älgarna att beta av skott där slyet slagits sent på säsongen, eftersom det då var näringsrikare.

Det stora antalet växtätande organismer i unga slybestånd drar också till sig predatorer, både bland insekter, spindeldjur, fladdermöss och fåglar. Det finns oftast betydligt fler arter av småfåglar i skogsbryn än på övrig skogsmark (Cederberg m.fl. 2001). Igenväxande hagmarker med rikt uppslag av lövsly är ofta mycket art- och individrika på tättingar som trastar, sångare, mesar, finkar och sparvar. Den täta slyvegetationen utgör också en bra häckningsmiljö för många fåglar (Axelsson Linkowski & Svensson 2009). Lövträdsrika skogsbryn är generellt sett viktiga födosöksmiljöer för många fladdermusarter.

Många slybestånd är linjära element i landskapet, i synnerhet längs vägar, järnvägar och kraftledningsgator. Det innebär att de både har en tät inre kärna som ger skugga, lä och högre luftfuktighet, och en ljusexponerad kant som är torrare och varmare. Detta ger en stor biotopheterogenitet, som är gynnsam för biologisk mångfald. Det är framförallt två faktorer som är avgörande för ett trädets biologiska värden: ljuset och åldern. Sly har inte åldern inne, men står ofta ljusst. Abiotiska aspekter på slybeståndets vegetationsstruktur är alltså viktiga faktorer, särskilt tillgången på ljus.

Markvegetationen under ett slybestånd domineras ofta av skuggtåliga växter. I en nederländsk studie (Schaffers 2000) av växtsamhällen i halvnaturliga gräsmarker längs vägkanter var den viktigaste faktorn som avgjorde vilket växtsamhälle som växer i vägkanten graden av skuggighet, d.v.s. om det finns ett busk- eller trädskikt. Två växtsamhällen var associerade med skuggighet: *Urtico-Aegopodietum* och *Alliario-Chaerophylletum temuli*. Arter med stor täckningsgrad i dessa var *Aegopodium podagraria* kirskål, *Urtica dioica* brännässla, *Anthriscus sylvestris* hundkäx, *Glechoma hederacea* jordreva, respektive *Chaerophyllum temulum* hårkörvel och lostan *Bromus sterilis*.

Samtidigt som markvegetationen i slybeståndets inre delar formas av skuggan, är kanten mot öppna miljöer mer ljusdominerad. Sly kan ses som en typisk svensk brynvegetation i övergången mellan slutna skog och öppna miljöer som åkrar, ängs- och hagmarker, men även mot vägar och järnvägar. Ett bryn är en ekoton mellan två olika miljöer, men det har också egenskaper som inte återfinns i vare sig skogen eller den öppna miljön (Fry & Sarlöv-Herlin 1997).

Artantalet i ett bryn är ofta högt eftersom det hyser arter från båda angränsande biotoper (Koivula m.fl. 2004), men även brynspecifika arter. Brynets struktur kan vara enkel eller komplex, beroende på till exempel om kanten betas. Beroende på brynets struktur får kantzonen andra abiotiska förhållanden än skogen: mer ljus, mer värme, torrare, blåsigare, och än åkern: mer skydd, skugga och högre luftfuktighet. Detta ger en egen växtsammansättning (Fry & Sarlöv-Herlin 1997). De flesta arterna i brynet är generalister från omgivande miljöer, medan andra är brynspecialister, eller är beroende av flera olika miljöer inom kort avstånd. Ett mer komplext bryn ger fler fåglar och fågelarter. Artsammansättningen av vedartade växter i brynet

är inte viktig för häckande fåglar, däremot strukturen, men för insekter är artsammansättningen viktig.

I en amerikansk studie (Luken m.fl. 1991) av 37 arter lövträd i skog som gränsar mot en öppen kraftledningsgata var stamtäthet och genomsnittlig stamtjocklek bland stammar <10 cm högre i brynet. Träd i skogsbrynet hade kraftigare tillväxt och bättre reproduktion, med mer blomning och bättre pollinering. Olika trädarter dominerade på olika avstånd från brynet. Det finns alltså en utpräglad kantflora, som också uppvisar strukturella skillnader. Den viktigaste faktorn bakom dessa mönster är sannolikt det större solljusinsläppet vid brynet. Kanteffekten sträcker sig 10-15 m in i skogen.

Värdefulla buskar och lågräd som *Salix*-arter klarar inte konkurrensen i slutna skog. De kan däremot uppträda talrikt i igenväxningssuccessioner i naturliga eller antropogena bryn (Axelsson Linkowski & Svensson 2009). Sälgen är en sådan viktig brynart, främst mot öppna jordbruksmark (Ehnström & Holmer 2009). Sälgen är bland de svenska träd som har en fundamental inverkan på såväl den skogliga miljön som på det öppna landskapet (figur X.1).



Figur X.1 En friställd solbelyst sälg i ett skogsbryn, med rik påväxt av skrovellav *Lobaria scrobiculata* och lunglav *Lobaria pulmonaria* på skuggsidan.

Förutom ung slyvegetation kan brynet hysa stora solitära träd med stora naturvårdsvärden. Ljust växande träd, i betesmarker, bryn och skogsbeten får helt andra kvaliteter än träd i skog (Axelsson Linkowski & Svensson 2009). Står träd ljust kan det bildas speciella substrat, t.ex. grova långlivade grenar, grov bark, och grova ihåliga stammar. Om slyet i brynet växer sig alltför tätt, eller om den öppna marken utanför brynet växer igen, kan sådana gamla och grova träd skuggas och förlora mycket av sina värden för biologisk mångfald.

Ofta är det samma trädart som i unga år utgör ett skuggande slybestånd, som med högre ålder bildar grova, knotiga naturvårdsträd. Om det ska finnas några gamla träd i brynet måste det också finnas en återväxt, så att ungsly kan åldras, samtidigt som det unga slyet inte får hämma de gamla träden. Många säljar i bryn är buskformade även som gamla, men det är de trädformade som bidrar mest till biologisk mångfald (Ehnström & Holmer 2009).

En hög diversitet av solexponerade träd och blommande buskar, t.ex. olika *Salix*-arter och asp, ökar antalet boplatser och födotillgången för vildbin och många andra insekter. *Salix*-buskar i riktigt varma miljöer blir också påtagligt rikare på vedinsekter, med exempelvis smalpraktbaggar och långhorningar (Axelsson Linkowski & Svensson 2009).

De träd- och buskarter som utgör sly påverkar även markkemin och markfaunan i förna och jord. Den stora mängden löv som faller till marken bidrar till att antalet dagmaskar ökar i närheten av lövträd, och dagmaskarna bidrar också till ökad näringsgenomströmning (Axelsson Linkowski & Svensson 2009). Enskilda trädarter tycks ha olika effekt på biologisk mångfald i detta avseende, även om alla lövträd har en generell positiv effekt. Både jordlöpare och marklevande snäckor är vanligare i förna i aspbestånd (Kouki 2009, Suominen m.fl. 2003) än i barrskogsförna. Artantal och diversitet av marklevande snäckor är högre i stora aspbestånd, i bestånd som ligger nära odlingsmark, och i aggregerade aspbestånd i barrblandskog. Små, isolerade bestånd i barrblandskog har lägre artantal och diversitet. Barrblandskog utan asp är sämre (Suominen m.fl. 2003).

Både skottskogar och energiskogar är åtminstone under en del av successionen att betrakta som slyvegetation, men de är till skillnad mot slyridåer längs vägar, järnvägar, kraftledningsgator och skogsbryn inte linjära element, tvärtom är de ofta utbredda med en större andel kärnområde och en mindre andel kantbiotop. I skottskogen är en stor del av den biologiska mångfalden förknippad med enskilda träd- och buskarter, men både där och i synnerhet i energiskogen är det också vegetationsstrukturen och abiotiska faktorer som avgör vilken biologisk mångfald som gynnas. Många studier jämför biologisk mångfald i energiskog med den på åkrar, trädor och andra öppna miljöer, vilket kan ses som beskrivningar av den biologiska mångfald som är kopplad till slyvegetation och dess struktur och abiotiska förhållanden.

En viktig faktor för de naturvårdsintressanta arter som lever i skottskog är de gamla strukturer och substrat som överståndare och socklar erbjuder, samtidigt som miljön inte blir kontinuerligt skuggig som i skog, och detta ökar möjligheten för arter knutna till gammal men solbelyst och varm ved att överleva, t.ex. vedlevande skalbaggar.

I takt med att slyet växer upp och åldras i skottskogen ändras sammansättningen av marklevande kärlväxter i en succession från ljuskrävande rikt blommande annuella örter till mer

skuggtåliga perenner. Faunan i skottskog speglar växternas succession över en omloppstid, eftersom växterna både utgör föda för primärkonsumenterna och erbjuder livsutrymmen för alla olika djurgrupper i skottskog. Den variation i abiotiska faktorer som påverkar växtsamhället verkar också direkt på faunan.

Tidiga successionsstadier erbjuder varmt mikroklimat, och mycket föda för herbivorer i form av späda blad, gräs, pollen och nektar (Fuller & Warren 1993). Vanliga grupper är då bin, getingar, bladbaggar, vivlar, skinnbaggar och dagfjärilar. De följs snabbt av ett stort antal rovdjur, till exempel marklevande skalbaggar, vargspindlar och hoppspindlar. Dessa grupper når ett maximum 2-5 år efter skörd, sedan avtar antalet. I senare stadier blir andra grupper mer vanliga, till exempel bladminerande nattfjärilar och nätspinnande spindlar.

I en energiskog saknas överståndare och gamla socklar, vilket tillsammans med de korta omloppstiderna för stammar (2-5 år) gör att det finns det ont om gamla strukturer och substrat. Erfarenheten från energiskogsbruk är att detta begränsar många arters möjlighet att kunna nyttja sådana skogar, i synnerhet skogslevande arter som kräver gamla substrat eller håligheter i grova stammar, t.ex. lavar, mossor, insekter som lever i död ved och hålhäckande fåglar. Stamtätheten i energiskogen är normalt betydligt större än i skottskog, vilket ger en skuggigare och fuktigare miljö, med mindre biotopheterogenitet. Den höga stamtätheten gör också att successionen efter skörd går mycket snabbare än i en skottskog.

På beståndsnivå är energiskog ofta artrikare än åker, vall, degraderad mark och annan biomassagröda, men artfattigare än skog (Copeland & Hardcastle 2008, Dauber m.fl. 2010, Dimitriou m.fl. 2011, Hossell m.fl. 2006, Janowiak & Webster 2010). Detta gäller generellt för kärlväxter, dagmaskar, spindlar, fjärilar och fåglar. För jordlöpare har i flera studier det motsatta mönstret påvisats, att energiskogen hyser färre arter än åkermark, men fler än skog.

Generellt hyser en energiskog fler kärlväxtarter än en åker eller en granodling, men det är huvudsakligen generalister, t.ex. stresståliga ruderalarter och konkurrenskraftiga perenner som brännässla (Baum m.fl. 2009, Dimitriou m.fl. 2011, Rowe m.fl. 2009, Sage m.fl. 2008) som koloniserar från omgivande miljöer. Weih m.fl. (2003) fann att antalet arter kärlväxter i 10 av 16 bestånd var större än på åkern, och artsammansättningen var delvis annorlunda; 13-64% av arterna i energiskogen fanns också på åkern. Träda på åkermark kan hysa lika många eller fler arter än energiskogen (Rowe m.fl. 2011).

Stamtätheten påverkar markfloran så att en tätare skog ger mer perenner och skuggtåliga arter, d.v.s. fler skogsarter. Tätare avverkning begränsar dock många skogslevande arter, vilket ofta ger en lägre diversitet av skogsarter än i gammal lövskog (Baum m.fl. 2009, Dimitriou m.fl. 2011, Tullus m.fl. 2012). Bland insekter har steklar, skinnbaggar, dagfjärilar (Rowe m.fl. 2009, 2011) högre abundans och artrikedom i energiskogar jämfört med åker och träda.

Energiskogen har fler fågelarter och högre abundans än åkern (Dimitriou m.fl. 2011, Rowe m.fl. 2009) och barrskogen (Reddersen & Petersen 2004), men lägre mångfald än lövskog och våtmarker (Riffell m.fl. 2011). Markanvändning i omgivande mark påverkar artsammansättningen i energiskogen (Schulz m.fl. 2009), men oftast är den mer lik den i öppna miljöer än i skog (Dauber m.fl. 2010, Dimitriou m.fl. 2011). Vissa studier visar att inga skogslevande arter alls använder energiskogen (Reddersen & Petersen 2004), medan andra påvisar ett urval av skogsarter, framförallt de vanliga, mindre krävande arterna (Rowe m.fl.

2009), medan t.ex. hålhäckare saknas. Även en del vanliga skogsarter tycks undvika energiskog, t.ex. gransångare och svarthätta.

Energiskogen kan vara en bra miljö för flera små däggdjur, och abundansen och artrikedomen kan vara lika hög som eller högre än på åkern (Giordano & Meriggi 2009, Rowe m.fl. 2009), men normalt lägre än i skog och buskmarker (Riffell m.fl. 2011).

Energiskogens värden för biologisk mångfald ligger främst i bryn och kanter, inte i beståndens inre delar, vilket har påvisats för t.ex. fjärilar (Sage m.fl. 2008). Energiskogens positiva effekter på biologisk mångfald förklaras sannolikt mest av vegetationsstrukturen, snarare än vilka trädarter som används.

## **12.5 Biologisk mångfald i miljöer med lövsly: effekter på landskapsnivå**

### 12.5.1 Lövsly som bristbiotop

Effekter av lövsly för biologisk mångfald på landskapsnivå beror på hur landskapet ser ut. I ett öppet landskap kan även ett ganska trivialt slybestånd utgöra en viktig resurs, medan det ofta inte tillför något större värde i ett skogslandskap, om det inte innehåller träd- och buskarter eller strukturer som i övrigt saknas i skogen. Det som avgör slyets värde för biologisk mångfald är huruvida det kan erbjuda något som utgör en bristvara i landskapet. Generellt råder i många skogslandskap en brist på lövbestånd. För asp och sälg kan man hävda att det i många regioner råder en allmän brist på dessa trädarter, och i synnerhet gamla och grova aspar och sälgar.

I vissa skogsområden saknas nästan helt aspinslag, och i andra områden finns tydliga glapp i åldersfördelningen hos aspen, främst genom den kraftiga viltbetningen under senare tid (Ehnström & Holmer 2012). Aspen är ett av de mest betesbegärliga trädslagen och i dagsläget hindrar bete helt uppkomsten av ny trädformig asp i stora regioner i Sverige (Wikars & Hedenås 2010). I sydöstra delen av landet finner man ofta nya unga och medelålders aspbestånd på övergiven ängs- och åkermark. Huvuddelen av aspinnehållet i dagens norrländska skogar består främst av ett uppslag på hyggen, samt spridda restbestånd med gamla aspar insprängda i granskog. Stora volymer av asp återfinns dessutom i skogskanten, främst i anslutning till nedlagd jordbruksmark (Wikars & Hedenås 2010). På hyggen och igenväxningsmark finns mycket ung asp, men den blir aldrig gammal och värdefull för de hotade arterna. Situationen i Finland är likartad; i kvarvarande små reservat finns gamla aspar, men ingen reproduktion att tala om. Bristen på gammal asp kommer att öka, och många arter kommer att dö ut lokalt på grund av denna brist (Kouki 2009). Det finns flera exempel på arter som direkt hotas av bristen på gammal asp och sälg i landskapet, och för dessa är återväxten av asp på lämplig ståndort avgörande.

Unga aspbestånd finns alltså mest på hyggen och i odlingslandskapet, på övergiven åker- och betesmark, och längs åkerkanter. De gamla bestånden finns inne i barrblandskog. De två typerna av aspbestånd har olika uppsättningar lavar, beroende på omgivande granar, som skapar lämpliga abiotiska förhållanden, och på trädålder (Hedenås & Ericson 2004). Lavar med cyanobakterier finns bara på stammar över 50 år, men saknas nästan helt i aspbestånd i odlingsmark, även om träden är gamla. I blandskogsbestånd dominerar lavar med cyanobakterier, och i odlingslandskapet lavar med grönalger. Det är främst de med cyanobakterier som är rödlistade.

Aspar i barrblandskog och i skogsbryn är alltså värdefullare än aspar på igenväxande odlingsmark.

Den viktigaste orsaken till cinnoberbaggens *Cucujus cinnaberinus* tillbakagång är bristen på gamla skogsbestånd med naturlig inblandning av asp och andra lövträd (Eriksson 2013). Miljöersättningar i jordbruket kan vara ett problem, om de leder till att ängs- och hagmarker röjs för hårt så att aspen tas bort. Från Uppsala län finns konkreta exempel på att restaurering av hagmarker försämrat rika lokaler för aspsplintbock, när gamla asprika bestånd avverkats för att återskapa hagmarker (Eriksson 2013).

Aspblomflugans *Hammerschmidtia ferruginea* larv lever i död aspved. Stammens eller grenens diameter måste vara minst 12-15 cm för att utveckla rätt förhållanden, med våt nedbrytning under 1-2 år, som det tar för larven att utvecklas. Det behövs minst 100 aspar med minst 75cm omkrets i brösthöjd för att hysa en population av aspblomfluga (Rotheray 2009). Så pass stora bestånd med grova aspar är ovanliga.

Flera marklevande snäckor lever i förnan i aspbestånd. Artantal och diversitet är högre i stora aspbestånd, i bestånd som ligger nära odlingsmark, och i aggregerade aspbestånd i barrblandskog. Små, isolerade bestånd i barrblandskog har lägre artantal och diversitet. Barrblandskog utan asp är sämre (Suominen m.fl. 2003). Sälg har också positiv effekt på snäckor, vilket kan förklara att aspbestånden nära odlingsmark inte visade isoleringseffekter, nära skogsbrynet finns sälg som kan ersätta asp.

Hasselticka och andra svampar som lever på hassel är beroende av kontinuitet på platsen, alternativt korta spridningsavstånd. I Skåne saknas hasseltickan, även i gamla hasselbestånd som erbjuder lämpliga substrat, troligen på grund av för långa avstånd mellan de lokaler där arten kan leva. I sådana landskap bör en kontinuitet av gamla hasselbestånd lämnas för självgallring istället för slytäkt. Restbiotoper är av avgörande betydelse för jordbrukslandskapets arter, ex. åkerholmar, trädjungar, linjära miljöer som vägrenar och häckar, liksom punktformiga objekt som enstaka träd. Restbiotopernas främsta värde är att de hyser många av de växter som nektar- och pollenätande insekter är beroende av, däribland slyarter som sälg. Sälg och gråvide *Salix cinerea* växer solexponerat längs småvägar och diken, de blommar tidigt och är av största betydelse som första näringskälla för bin och humlor på våren (Axelsson Linkowski & Svensson 2009).

I det öppna jordbrukslandskapet, t.ex. de skånska slätterna, råder en generell brist på lövsly, som en effekt av rationaliseringar och miljöersättningsregler som eliminerat buskrader längs diken och murar. I sådana miljöer bör lövslytäkt utföras mer återhållsamt, så att en större proportion lämnas vid varje avverkningstillfälle.

Studiet av energiskogarnas biologiska mångfald och deras betydelse på landskapsnivå kan illustrera slybeståndens generella effekter på landskapsnivå. På bestånds- och gårdsnivå gynnar energiskogen biologisk mångfald jämfört med flera andra biotoper, i synnerhet åkermark, vilket de flesta studierna har koncentrerat på (Dauber m.fl. 2010, Dimitriou m.fl. 2011, Janowiak & Webster 2010, Rowe m.fl. 2011), men även degraderad mark och annan biomassagröda. Detta beror bland annat på att energiskogen kräver mindre gödsling och pesticidanvändning, att markskiktet störs mer sällan, och att den rumsliga heterogeniteten är större än på en brukad åker. Däremot kan energiskogen aldrig mäta sig med en mogen skog, även om den är brukad.

De flesta arterna i energiskogen koloniserar från omgivande landskap, och det finns ingen särskild fauna eller flora som är specifik för energiskogen. Artsammansättningen i energiskogar speglar därför mycket den biologiska mångfalden i omgivande landskap. Dock är det främst arter från omgivande öppna landskap som etablerar sig i energiskogen, och då främst i energiskogens kanter, bryn och öppningar, snarare än i biotopens kärna (Berg 2002, Dauber m.fl. 2010).

Effekten av energiskog på landskapsnivå är inte entydig, utan beror på vilka biotoper som ersätts med energiskog och hur det omgivande landskapet ser ut (Tullus m.fl. 2012). Generellt bedöms energiskogar i öppna landskap tillföra värden för biologisk mångfald, medan energiskogar i ett skogslandskap är negativa (Berg 2002, Copeland & Hardcastle 2008, Dimitriou m.fl. 2011). I det senare fallet är åkrar, ängar och andra öppna miljöer en bristvara i landskapet, och om energiskog etableras där ökar bristen. Rowe m.fl. (2009) ger som exempel sånglärka, gulärta och raphöna, som riskerar att försvinna på landskapsnivå om energiskog etableras på öppna marker i ett skogslandskap. I ett öppet landskap däremot är alla former av skog en bristvara, och energiskog kan då tillföra värden på landskapsnivå (Lieseback & Mecke 2003).

Energiskogen är mest värdefull för landskapets biologiska mångfald om den består av många små parceller i olika successionsstadier, vilket skapar en stor rumslig heterogenitet i landskapet, och en temporal heterogenitet inom varje parcell. Båda typerna av heterogenitet ökar på landskapsnivå om relativt långa omloppstider tillämpas.

Energiskogar kan bidra till både ökad och minskad fragmentering i landskapet, beroende på hur omgivande landskap ser ut, och vilken artgrupp som avses. De kan också leda till mer homogenisering eller heterogenitet, beroende på omfattning och vilka miljöer som finns i övrigt i landskapet (Dauber m.fl. 2010).

### 12.5.2 Lövsly som spridningsmiljö och isolerande faktor

Lövsly som förekommer i som linjära element i relativt öppna landskap kan potentiellt fungera som spridningskorridorer mellan skogsbestånd och ängs- och hagmarker (Axelsson Linkowski & Svensson 2009, Fry & Sarlöv-Herlin 1997, Suominen m.fl. 2003). Detta fenomen har dock studerats i mycket liten omfattning. Alinvi & Olsson (2012) rapporterar om lövsly längs vägkanter som används som spridningskorridorer för skogslevande jordlöpare. Energiskogar kan även fungera som spridningskorridorer mellan andra skogar, även om de i sig inte är lämpliga livsmiljöer för alla delar av en arts livscykel (Giordano & Meriggi 2009, Janowiak & Webster 2010), vilket skulle kunna stödja antagandet att även linjära slybestånd i allmänhet kan ha en sådan roll. Omvänt kan slybestånd även fungera som en isolerande faktor i landskapet. Relativt täta och komplexa skogsbryn med lövsly fungerar som en buffert som ger skogens inre ett skydd (Fry & Sarlöv-Herlin 1997). Abiotiska kanteffekter som påverkar ljus, temperatur och luftfuktighet kan sträcka sig betydligt längre in i ett skogsbestånd om brynet saknas. Detta kan vara särskilt viktigt för att skydda små skogar med biologiska värden knutna till gammal oavverkad skog.



## 12.6 Biologisk mångfald i miljöer utan lövsly: effekter på beståndsnivå

### 12.6.1 Biologisk mångfald knuten till örter och gräs i öppna miljöer

Den hävd som sker i modellsystemen kan vara enbart slyröjning, enbart slåtter, eller en kombination av både röjning och slåtter. Syftet med hävden varierar, och därmed skötselinsatserna. Längs järnvägar och vägar utförs hävden för att skydda väggkroppen, skapa fri sikt och höja säkerheten. Det innebär att åtminstone på själva väggbanken ska vegetationen hållas mycket kort, och slåtter sker årligen. I kraftledningsgator behöver inte skötseln vara så intensiv, utan det räcker med att röja vart åttonde år så att ingen vegetation når upp till ledningarna. I en smalare sträng röjs oftare, för att skapa framkomlighet för underhållsfordon, men normalt sker ingen slåtter. Energiskogar och skottskogar avverkas med korta eller längre mellanrum, med syftet att skörda stammarna. I traditionellt skottskogsbruk förekom även slåtter de första åren efter en avverkning. För att upprätthålla värden för biologisk mångfald i ängs- och hagmarker sker slåtter och/eller bete årligen. Vid restaurering av igenvuxna ängs- och hagmarker görs ofta en slyröjning först, följt av slåtter/bete. De effekter på biologisk mångfald som dokumenterats i modellsystemen beror således inte enbart på slyröjning som sådan, utan ofta på en kombination av olika skötselåtgärder. Det innebär inte nödvändigtvis att slytäkt utan slåtter är en otillräcklig skötselåtgärd, tvärtom kan den vara optimal för andra arter än de direkt hävdgynnade kärlväxterna.

I hagmarker är slyröjning, slåtter och bete positivt för hävdgynnade kärlväxter såsom ögontröstar och gentianellor och andra blommande örter (Cederberg m.fl. 2001). Ett flertal studier visar att när man tar bort buskar och träd ökar kärlväxternas artdiversitet, antingen totalt sett eller bara bland gräsmarksarter (Axelsson Linkowski & Svensson 2009, Losvik 1999, Olsson 2008). I de fall antalet arter förblir oförändrat har ändå sammansättningen av arter ändrats påtagligt. När en hagmark växer igen är många av de växter som kommer upp under träd- och buskskiktet arter som hör till skogen eller ruderatmarker och som kan konkurrera ut gräsmarksarterna om de inte slåttas eller betas (Axelsson Linkowski & Svensson 2009, Steffan-Dewenter & Leschke 2003).

I en jämförelse mellan betesmarker med miljöersättningar för allmänna värden, betesmarker med ersättning för särskilda värden, och betesmarker utan ersättning, var det tydligt att marker utan ersättning karaktäriserades av hög träd- och busktäckning och kärlväxter typiska för skogsmark (Pihlgren m.fl. 2010). I södra Sverige hade marker med ersättning för bete med särskilda värden en låg vegetation och det största antalet hävdgynnade arter och det minsta antalet näringsgynnade arter. Det största antalet lövträd >1,3 m fanns i marker utan ersättning och i marker med ersättning för allmänna värden. Ersättning för särskilda värden innebär alltså att närpå allt lövsly tas bort. Det är dock inte nödvändigtvis bäst att ta bort alla träd och buskar i betesmarker. Det gynnar ett urval av hävdberoende kärlväxter, men inte andra kärlväxter. Att efterlikna ett historiskt landskap med mycket hård hävd är inte alltid optimalt (Lindborg & Eriksson 2004).

Årlig slåtter i väggkanter ger ofta en ökning i antalet kärlväxtarter, i synnerhet sådana arter som förknippas med hård hävd i odlingslandskapet, inklusive många hotade arter (Gerell 1997, Hovd & Skogen 2005, Noordijk m.fl. 2009, Schaffers 2000). Slåttern ger också en förändrad

sammansättning av floran, eftersom vissa arter gynnas av slåtter, medan andra minskar i abundans (Auestad m.fl. 2011). Många sträckor längs vägar bedöms ha högt naturvårdsvärde, och fler kan få det med rätt skötsel (Akbar m.fl. 2010).

Restaurering av igenväxande ängs- och hagmarker har vanligen som mål att återställa en flora och fauna och som förknippas med intensiv hävd. Det finns en uppsättning hotade arter som har sin främsta förekomst i sådana hävdade gräsmarksmiljöer, och i EU:s stödsystem finns instrument för att stimulera hårt hävdade miljöer med mycket litet inslag av träd och buskar. Delvis har samma mål anammats även av de myndigheter och företag som sköter vägkanter och kraftledningsgator. Den hävd som en storskalig lövslytåkt skulle åstadkomma är inte nödvändigtvis av sådan natur att den skulle gynna samma hävdspecialiserade flora och fauna som är målet med intensiv skötsel av ängs- och hagmarker. Dels skulle hävden vara inskränkt till slyröjning, inte slåtter, och dels skulle den ske med mycket längre tidsintervall. Av de olika modellsystemen är det skötsel av kraftledningsgator, skottskogar och energiskogar som närmast liknar sådan lövslytåkt.

Röjning i kraftledningsgator gynnar hävdberoende arter som t.ex. granspira *Pedicularis sylvatica*, blåsuga *Ajuga pyramidalis* och skogsklocka *Campanula cervicaria* (Svenska Kraftnät 2010). I en jämförelse mellan naturbetesmarker och kraftledningsgator har det visats att den lägre skötselintensiteten i kraftledningsgatorna ändå ger stora effekter på hävdberoende arter. I naturbetesmarkerna fanns fler arter blommande växter per 100 kvm, och där hittades totalt fler växtarter än i kraftledningsgatorna, men skillnaden var bara 13 arter. Ungefär en tredjedel av växtarterna som hittades i de två biotoperna kräver skötsel i form av röjning, bete eller slåtter (Svensson m.fl. 2012).

Kraftledningsgator kan trots detta vara bättre än naturbetesmarker därför att den intensiva skötseln av betesmarkerna gör att många växter aldrig hinner blomma innan de betas av, vilket kan ge långsiktigt negativa effekter på floran i betesmarker och även påverka många insekter som är beroende av blomresurser eller högre vegetation (Svensson m.fl. 2012). Detta har att göra med miljöersättningarna, som kräver en intensiv skötsel, och bortröjning av träd och buskar. I kraftledningsgatorna är skötselintensiteten betydligt lägre. Där kan förekomma både låga och högvuxna växter som kan vara lämpliga värdväxter för fjärilar, liksom blommande växter.

Försök med intensivare skötsel i kraftledningsgator visar att de typiska gräsmarksarterna gynnas av slåtter i en breddad patrullstig och ett tätare skötselintervall (Svensson 2010). I tre av fyra områden var antalet arter högre i de slåtrade rutorna än i den normalt skötta kraftledningsgatan. Skillnaden var störst i områden där det generellt var ganska gott om sly. Utvecklingen över åren är att de arter som gynnas av hård hävd ökar i antal i rutor som slåtrats, och att hävdmissgynnade arter ökar i de andra rutorna. Försöket visar alltså att den normala slyröjningen i kraftledningsgator gynnar många arter, men den är inte i sig tillräcklig för de mest krävande hävdberoende gräsmarksarterna. Man kan alltså inte förvänta sig att slyskörd leder till att alla arter knutna till ett hävdad odlingslandskap gynnas i lika hög grad, men för många arter är det tillräckligt bra, eller till och med optimalt.

I en skottskog ökar artantalet marklevande kärleväxter per area de första 1-2 åren efter en avverkning, för att sedan avklinga under en längre tid då slyet växer tillbaka, vilket påvisats i en lång rad studier (Bartha m.fl. 2008, Debussche m.fl. 2001, Deconchat & Balent 2001, Gondard m.fl. 2000, 2001, Hédl m.fl. 2010, Mason & Macdonald 2002, McEvoy & McAdam 2002,

Romane m.fl. 2001). Marktäckningen ökar också snabbt efter avverkningen och når ett maximum efter några år, för att sedan avta igen när busk- och trädkiktet börjar sluta sig (Mason & Macdonald 2002). Den ökade marktäckningen åtföljs av en ökad blomning, både genom att fler blommande arter uppträder, och att blomsättningen per individ ökar (Jacquemyn m.fl. 2008, Mason & Macdonald 2002, van Calster m.fl. 2008a). Mason & Macdonald (2002) uppmätte en fyrdubblad blomningsfrekvens hos vitsippa (*Anemone nemorosa*) andra och tredje året efter avverkningen, i en skottskog med äkta kastanj, ek, bergesk, hassel och lind. Jacquemyn m.fl. (2008) studerade Sankt Pers nycklar (*Orchis mascula*) i en blandskottskog med ask, naverlönn, avenbok, bok och ek. De fann att andelen blommande individer fördubblades (från 21 % till 43 %) ett år efter avverkningen, och att fruktsättningen per blomma var mycket högre beroende på att populationsstorleken (av blommande individer) var större, vilket gav bättre pollinering. Det fanns också fler pollinatörer i skottskogen, i detta fall flugor, bin och fjärilar. De frön som sattes var större. Bättre ljusinflöde och tillgång på näringsämnen i skottskogen gav alltså större populationer som blommade, med fler och större frön per blomma. Effekten av detta var att arten hade en högre ökningstakt i skottskogen jämfört med mer sluten skog av samma trädslagssammansättning.

Generellt hyser en ung skottskog många störningståliga generalister, som ofta är annueller. Perenner med bladskott på stam strax under jordytan (hemikryptofyter) är också vanliga (Gondard m.fl. 2000). Senare successionsstadier hyser skuggtåliga perenner med större konkurrenskraft, särskilt tidigt blommande sådana (Decocq m.fl. 2005).

Bergendorff och Emanuelssons (1996) sammanställning av effekter på floran i skottskogar och stubbskottsängar visar på liknande mönster, med uttalade effekter av skottskogens ålder. De första åren efter en avverkning, medan slyet är ungt och glest, dominerar fem grupper av växter i mark- och fältskikt: vårblommande örter (ex. gullviva *Primula veris*), ljuskrävande arter med vilande frön i marken (ex. knapptåg *Juncus conglomeratus*), ljuskrävande arter med lättspredda frön (ex. kärtistel *Cirsium palustre*), åkerogräs (ex. åkertistel *Cirsium arvense*) och ett antal skogslevande arter som klarar beskuggning, men blommar mycket rikligare när ljusmängden ökar (ex. nejlilikrot *Geum urbanum*).

Enbart röjningen i skottskogen har alltså stora effekter på artsammansättning och artantal i fältskiktet, men med hävd i form av slåtter eller bete uppnås ändå större effekter. Hävd av fältskiktet i en skottskog skapar större strukturell variation och gynnar grässvålsknutna kärlväxter, samt arter som nyttjar grässvål och blomrikedom i kombination med helt andra livsmiljöer.

Energiskogens tidiga succession är lik skottskogens. Ljus- och näringskrävande växter kommer först, och ersätts sedan snabbt av mer skuggtåliga perenner (Tullus m.fl. 2012). Under de två första åren ökar artantalet kärlväxter, därefter avtar det.

Studier av djur i modellsystemen har fokuserat på fåglar och leddjur som spindlar, dagfjärilar, steklar (främst myror och humlor), jordlöpare och gräshoppor. I de olika modellsystemen lever en blandning av arter från olika miljöer, både från olika öppna miljöer och från angränsande skogar, och andelen från öppna miljöer ökar när slyröjning, slåtter och bete tillämpas mer intensivt. Både artsammansättning, artantal och abundans av enskilda arter påverkas. Många av arterna i modellsystemen är ekologiska generalister, men där finns också specialister och hotade arter med höga krav på sin biotop. I olika studier har olika djurgrupper visats vara direkt

korrelerade till olika faktorer i modellsystemen. Antal (blommande) kärllväxarter, vegetationshöjd i markskiktet, täckningsgrad i busk- och trädkiktet, hävdintensitet och betestryck är de viktigaste faktorerna, med exempel på arter som både gynnas och missgynnas av samtliga faktorer.

Den hävdade vegetationen i modellsystemen utgör basen för de djur som lever där, både som föda och livsmiljö. Det är främst blommor, nektar, pollen, späda blad och skott som blir föda för både adulta insekter och deras larver. Rovdjur bland insekter, spindlar och fåglar livnär sig i sin tur på växttätarna. Biotopens mikroklimat är också en avgörande faktor, och för många arter från öppna miljöer handlar det om att det ska vara ljust, torrt och varmt. Tillgång på boplatser i vegetation eller blottad sand och jord är ytterligare viktiga förutsättningar.

I ängs- och hagmarker är artrikedomen bland kärllväxterna är en förutsättning för växtätande och pollinerande fjärilar och andra insektsarter (Cederberg m.fl. 2001), men det finns ingen enskild markskötsel som gynnar alla arter i biotopen, och även de mer utpräglade gräsmarksarterna gynnas av ett visst inslag av buskar och träd.

I Pihlgrens m.fl. (2010) jämförelse mellan betesmarker med miljöersättningar för allmänna värden, betesmarker med ersättning för särskilda värden, och betesmarker utan ersättning, fanns i södra Sverige tydliga samband mellan miljöersättningstyp och fjärilsfaunans sammansättning. På marker med särskilda värden (och därmed intensivare hävd) var arter som skogsvisslare *Erynnis tages*, puktörneblåvinge *Polyommatus icarus*, rovfjäril *Pieris rapae*, slåttergräsfjäril *Maniola jurtina* och mindre guldvinge *Lycaena phlaeas* karaktäristiska. På marker med högre vegetation var det istället svavelgul höfjäril *Colias palaeno*, berggräsfjäril *Lasiommata petropolitana* och svartfläckig glansmygare *Carterocephalus silvicola*. Åtta fjärilsarter skiljde sig signifikant åt i abundans mellan de tre marktyperna och generellt var det marker med särskilda värden som hade lägst tätheter, totalt individ- och artantal, medan marker med allmänna värden oftast hade de högsta tätheterna och det högsta individ- och artantalet. Marker utan ersättning hade ofta intermediära tätheter. I norra Sverige fanns nästan inga signifikanta skillnader mellan marker med olika ersättning, men en allmän positiv korrelation till vegetationshöjd.

Även andra studier har funnit samma effekt av vegetationshöjd på fjärilars abundans och artantal (Valtonen m.fl. 2006, Öckinger m.fl. 2006). Det är ett generellt mönster bland fåglar, fjärilar, humlor, gräshoppor och steklar i gräsmarker att en mindre hård hävd och större habitatheterogenitet är bättre. När igenväxningen gått för långt är det dock negativt för gräsmarkslevande arter av alla taxa. Steffan-Dewenter & Leschke (2003) visade att hävden ha olika effekter avseende födoresurser och boplatser för steklar. Frånvaro av hävd ger färre blommande örter, vilket försämrar födotillgången, men fler buskar och träd ger fler boplatser, särskilt om det handlar om gammal ved eller bark. Rushton m.fl. (1990) fann fler arter, annan artsammansättning, högre diversitetsindex och högre abundans av jordlöpare i ytor med röjning av buskar än i gräsmark eller äng med slåtter. Vegetationsstrukturen var avgörande för jordlöparna, med fler arter i buskmarker med skötsel än på helt öppna gräsmarker. De fågelarter som minskat mest de senaste 25 åren är knutna till betesmarker i jordbrukslandskapet. Betesmarker som har minst 10 % busk- och trädäckning har också högsta tätheten av rödlistade fåglar (Axelsson Linkowski & Svensson 2009).

Vegetationssammansättningen i väggkanten är en mycket viktigare prediktor för leddjur än omgivande landskap (Alinvi & Olsson 2012, Noordijk m.fl. 2006), vilket innebär att skötseln av

vegetationen i väggkanten har stor betydelse för artsammansättning av djur. Normalt är dock faunan en kombination av arter som hör hemma i flera olika naturliga biotoper. Valtonen m.fl. (2006) fann att fjärilsfaunan i väggkanten var en kombination av ängslevande arter (41 % av arterna), skogslevande arter (41 %), och åkerkantarter (16 %).

För myror kan ständiga störningar som håller miljön i ett tidigt successionsstadium vara betydelsefullt (Alinvi & Olsson 2012). I Belgien är beskuggning en viktig och negativ faktor för hotade myrarter (Dekoninck 2007, 2010). Hotade arter som är bundna till öppna, torra och exponerade miljöer försvinner. De flesta myrarter undviker miljöer med flera vegetationskikt.

Inventeringar av jordlöpare i svenska väggkanter (Weidow 2008, 2009) visar att de främst hyser generalister från öppna marker. Fyra påträffade arter är dock sällsynta. I Finland är artrikedomen av jordlöpare högre i väggkanten på skogsbilvägar än inne i skogen (Koivula 2005). När träd- och buskskiktet tas bort ökar antalet öppenmarksarter av jordlöpare (Koivula & Spence 2006).

Röjning i kraftledningsgator gynnar hävdberoende arter som t.ex. vädndämfjäril, asknämfjäril, alkonblåvinge, bastardsvärmare, vädssandbi, lökgroda, sandödlan och hasselmus, men flera av dem skulle få ändå bättre förhållanden genom ytterligare åtgärder som slåtter och markstörningar (Länsstyrelsen i Jönköpings län 2008, Svenska Kraftnät 2010).

Svensson m.fl. (2012) analyserade fjärilsfaunan i kraftledningsgator och fann att kraftledningsgatorna har både fler arter och individer av fjärilar än naturbetesmarker. Tolv av 26 analyserade fjärilsarter förekommer mer frekvent i kraftledningsgator jämfört med naturbetesmarker. Kraftledningsgatorna kan vara lämpliga därför att de hyser fler växtarter som är lämpliga för fjärilar, har ett mer varierat växttäckande med många högvuxna arter och varierande förekomst av träd och buskar. Största art- och individrikedomerna av fjärilar i kraftledningsgatorna uppmättes där vegetationen var låg eller medelhög. Skötselinsatser som minskar vegetationshöjden i valda delar av kraftledningsgatorna vore dock positivt för fjärilarna, eftersom det ytterligare skulle öka biotopvariationen. Berg m.fl. (2013) fortsatte analysen av samma fältdata och fann att 13 fjärilsarter var signifikant påverkade av olika vegetationsvariabler. Vegetationshöjd av örter var negativ för 5 arter, buskar och träd var positiva för 4 arter, bortforsling av slaget sly var positivt för 5 arter och negativt för 1. Tjugotvå fjärilsarter var signifikant korrelerade med mängden blommande växter, de flesta positivt. I kraftledningsgator var den totala mängden fjärilsindivider positivt påverkad av mängd buskar, men både antal fjärilsindivider och arter var negativt korrelerade med hög örtvegetation. Kraftledningsgatorna har fler arter och individer av fjärilar som har risväxter som värdväxter, jämfört med övriga biotoper (Ahrné m.fl. 2011, Berg m.fl. 2011). Kraftledningsgatorna hyser också fler fjärilar som flyger tidigt på säsongen, eftersom miljön är solbelyst men skyddad mot hårda vindar.

Kraftledningsgator som är bra miljöer för dagfjärilar är inte alltid bra för fåglar (Berg & Svensson 2011). Kraftledningsgatorna har främst skogsarter (81 % av individerna var av 36 skogsfågelarter), och det är mest relativt vanliga arter. De flesta arter som föredrar kraftledningsgator i förhållande till de andra två biotoperna föredrar buskrika marker, eftersom de ofta födosöker i buskar och låga träd. Många av arterna lägger också sitt bo i eller intill buskarna. Förekomst av enbuskar är den viktigaste faktorn för de flesta fågelgrupperna, och i synnerhet för de jordbruksfåglar som finns där. Fyra arter var vanligare i kraftledningsgator än i hyggen och skogsbryn mot åkermark: lövsångare, svarthätta, ringduva och trädlärka.

Faunan i en skottskog speglar växternas succession över en omloppstid. Den variation i abiotiska faktorer som påverkar växtsamhället verkar också direkt på faunan. Tidiga successionsstadier erbjuder varmt mikroklimat, och mycket föda för herbivorer i form av späda blad, gräs, pollen och nektar (Fuller & Warren 1993). Vanliga grupper är då bin, getingar, bladbaggar, vivlar, skinnbaggar och dagfjärilar. De följs snabbt av ett stort antal rovdjur, till exempel marklevande skalbaggar, vargspindlar och hoppspindlar. Dessa grupper når ett maximum 2-5 år efter skörd, sedan avtar antalet.

För både röjning och slåtter kan man diskutera hur ofta åtgärden ska vidtas för att be bästa resultatet för biologisk mångfald. Slåtter reducerar kraftigt antalet blommande växter, och därmed antalet nektarlevande fjärilar. För att bibehålla artmångfald av kärlväxter behövs slåtter, men åtgärden får inte försämra blomresursen för nektarberoende insekter. Olika studier har förespråkat slåtter två gånger per år (Auestad m.fl. 2011, Noordjik m.fl. 2009), en gång per år (Jantunen m.fl. 2007), eller en gång vartannat år (Axelsson Linkowski & Svensson 2009, Gerell 1997).

Det finns betydligt färre studier av omloppstidens betydelse i kraftledningsgator. De studier som gjorts fokuserade på relativt nyröjda kraftledningsgator (Svensson m.fl. 2012). Efter åtta år blir gatorna sannolikt sämre livsmiljö för fjärilar (Ahrné m.fl. 2011). Särskilt på näringsrik mark kan buskarna då bilda ett helt slutet buskskikt som är ogynnsamt. I skottskogar och energiskogar varar det första successionsstadiet i kärlväxtfloran och bland de djur som är kopplade till denna i 2-5 år. Därefter tar andra artgrupper över. Tack vare fröbanken i marken kan dock växter som tillhör det första successionsstadiet blomma upp igen efter avverkning många år senare.

I kraftledningsgator har kvarlämnat sly en svagt negativ effekt på fjärilsfaunan, vilket indikerar att det kan vara värdefullt att ta bort de röjda buskarna (Berg m.fl. 2013, Svensson m.fl. 2012). Detta beror förmodligen mer på att marken och marklevande örter täcks, än på gödslingseffekten. Även längs järnvägar tyder studier på att slaget och röjt material ska forslas bort för att gynna till exempel arterna i åtgärdsprogrammet för insekter på stäppartad torräng (Larsson & Knöppel 2009). Bortförsling av sly vid storskalig lövslytåkt skulle sannolikt också ha positiva effekter på biologisk mångfald i de röjda områdena.

En ganska betydande andel av Sveriges storsvampar är knutna antingen till helt öppna marker eller öppna marker med glest stående träd och buskar. I den första kategorin återfinns dels förnanerbrytande arter, dels arter med ett hittills icke fullt utrett mykorrhizasystem. Vaxskivlingar av släktet *Hygrocybe* tillhör denna grupp. Dessa arter missgynnas av god tillgång på kväve och fosfor och skulle säkert gynnas om slytåkt i t ex kraftledningsgator innebar att slyet också bortförs från platsen. I denna grupp finns flera hotade arter som skulle gynnas vid slytåkt t ex i vägkanter, åkerkanter mm.

I den andra gruppen återfinns mykorrhizasvampar där ekologin är tämligen väl klarlagd. Systemet med mykorrhiza i detta sammanhang innebär att svamparna lever i ett symbiontiskt förhållande med något träd eller buske. Svampen får socker av trädet i utbyte mot vatten och närsalter som svampen är bättre på att ta upp ur marken jämfört med trädet. Många sådana symbiontiska förhållanden finns i slutna skogar, men det finns en betydande grupp svampar som lever i symbios med träd/buskar men vill samtidigt ha relativt öppen mark. Flera sällsynta och praktfulla sopp-arter återfinns i denna grupp. Slytåkt där större träd sparas inte minst ekar skulle klart gynna denna grupp.

### 12.6.2 Biologisk mångfald knuten till träd i öppna miljöer

Precis som skogsbryn kan ängs- och hagmarker hysa stora solitära träd med stora naturvårdsvärden. Sådana träd är ofta gamla, rester från en tid då ängs- och hagmarker sköttes intensivt som en del av jordbruket. På grund av igenväxning minskar idag mängden exponerade grova, vidkroniga träd av triviallöv, ädellöv och tall (Cederberg m.fl. 2001).

Ljust växande träd, i betesmarker, bryn och skogsbeten får helt andra kvaliteter än träd i sluten skog (Axelsson Linkowski & Svensson 2009). Står träd ljust och varmt kan det bildas speciella substrat, t.ex. grova långlivade grenar, grov bark, grova ihåliga stammar och solexponerad död ved. Om hagmarken växer igen med tät slyvegetation kan sådana gamla och grova träd skuggas och förlora mycket av sina värden för biologisk mångfald. Många av de buskar och lågräd som är associerade med öppna biotoper har svårt att nyetablera sig i uppvuxen skog på grund av bristande ljus. Även träd och buskar som kan konkurrera om ljus och resurser i en sluten skog bildar helt andra växtformer och vedsubstrat i öppna lägen, och hyser då krävande och rödlistade arter.

Många positiva effekter på biologisk mångfald kan uppnås genom friställning av gamla träd. Røjning runt gamla hagmarksträd ökar deras livslängd, minskar konkurrensen från unga granar, aspar och askar som kan vara ett hot mot grova lövträd. Det är dock viktigt att inte helt ta bort vissa åldersklasser, utan lämna enstaka exemplar för att få en kontinuitet av gamla träd (Cederberg m.fl. 2001).

I många skottskogar förekommer överståndare, vilket är permanenta träd som ofta tillåts bli mycket gamla, ibland hamlas de också. Vanliga överståndararter är ask och olika ekar, men även björk och avenbok förekommer. Förekomsten av överståndare jämnar ut skillnaderna mellan de olika successionsstadierna i skottskogen, och tycks gynna flera arter (Fuller & Warren 1993). När det gäller fåglar är överståndare uppenbarligen en tillgång för hålhäckande fåglar som hackspettar, nötväcka, rödstjärt, grå flugsnappare, stare och trädkrypare (Deconchat & Balent 2001, Harmer m.fl. 2010).

Benes m.fl. (2006) jämförde dagfjärilsfaunan i skottskog med naverlönn, körsbärskornell, hassel och tyskokoxel med respektive utan överståndare av ek och avenbok. Det största artantalet fjärilar påträffades i skottskog med överståndare, medan motsvarande skog utan överståndare hyste färre arter. I separata analyser av skogslevande arter, gräsmarksarter och hotade arter påvisades samma mönster. Trots att både gräsmarksarterna och de flesta skogsarterna är knutna till öppna, varma och ljusa miljöer tillför de skuggande överståndarna någon kvalitet som gynnar fjärilarna. Det handlar sannolikt om att överståndarna ökar den rumsliga heterogeniteten vilket ökar den biologiska mångfaldens variation i rummet. Överståndarna i skottskogen kan jämföras med stora gamla träd i ängs- och hagmarker; båda har positiva effekter på biologisk mångfald på beståndsnivå, genom de värden som är knutna till trädets gamla strukturer.

De stora solitärträden i ängs- och hagmarker, liksom överståndarna i skottskogen, hyser en rik mångfald av epifytiska lavar, mossor, svampar, insekter och fåglar. En hög diversitet av solexponerade träd och blommande buskar, t.ex. olika *Salix*-arter och asp, ökar antalet boplatser och födotillgången för vildbin och många andra insekter. Många av de stora träden i en hagmark är gamla individer av samma trädarter som utgör slyvegetation i unga år. Beskrivningen i avsnitt [12.4.2](#) av biologisk mångfald knuten till mogna och gamla träd ger därför samtidigt en bild av

vilka organismer som gynnas av slyröjning som friställer gamla träd i ängs- och hagmarker. Därtill kommer en ändå rikare fauna och flora knuten till gamla ekar, askar och lindar, däribland hundratals värme- och ljuskrävande skalbaggsarter.

Träd och buskar i betesmarker är positiva för de flesta organismgrupper. I en studie av kärlväxter, fjärilar, humlor, dyngbaggar, jordlöpare och fåglar i hagmarker var alla artgrupper, utom jordlöpare, positivt korrelerade till någon av de variabler som beskriver buskar och träd i betesmarkerna, t.ex. antal trädarter, trädtäckning, volym enbuskar och volym taggiga buskar (Söderström m.fl. 2001).

Bland svamparna är det främst i gruppen tickor man kan hitta arter som är bundna till större friställda träd. Flera mycket sällsynta sådana arter finns som t ex saffransticka (*Aurantioporus croceus*). Flera av tickorna som växer på träd i öppna miljöer är dock inte speciellt sällsynta men de skapar livsbetingelser för en lång rad insekter, många rödlistade sådana.

### 12.6.3 Effekter av biotopheterogenitet i skötta miljöer

Rumslig variation som skapar stor biotopheterogenitet är alltid gynnsam för biologisk mångfald, oavsett om det handlar om biologiska värden knutna till örter och gräs i markskiktet eller till gamla knotiga hagmarksträd. Inslag av buskar på slåttad eller betad gräsmark bidrar till biotopheterogenitet, liksom hagmarksträden. En biotop med flera olika växtsamhällen, med olika vegetationsstrukturer, kanske i olika successionsstadier (Lindborg & Eriksson 2004), ger större biotopheterogenitet, vilket innebär möjligheter för fler olika arter att leva och försörja sig i biotopen (Munguira & Thomas 1992). Buskar i betesmarker skapar fler olika småmiljöer och fler olika ekologiska nischer, som kan hysa fler olika arter (Axelsson Linkowski & Svensson 2009).

Skötselmetoder som skapar större biotopheterogenitet i i grunden bra för biologisk mångfald (Rushton m.fl. 1990). Ängs- och hagmarker med miljöersättning för särskilda värden har ofta lägre biotopheterogenitet (Pihlgren m.fl. 2010) därför att all sly och de flesta träden röjs bort, medan kraftledningsgatorna har ett mer varierat växttäckande med många högvuxna arter och varierande förekomst av träd och buskar (Svensson m.fl. 2012) som ger fler olika nischer för t.ex. fjärilar. Biotopheterogeniteten i kraftledningsgator skulle kunna bli ändå större om delar av gatorna sköttes mer intensivt än bara genom slyröjning och trädavverkning, samtidigt som andra delar röjdes mindre noggrant, så att enstaka buskar stod kvar (Berg m.fl. 2013).

Valtonen m.fl. (2006) rekommenderade partiell slått för att skapa lämplig variation för fjärilar i vägkantmiljöer. På samma sätt rekommenderade Länsstyrelsen i Jönköpings län (2008) att röjningen i kraftledningsgator kunde delas upp i etapper så att det alltid finns tillgång till ett buskskikt inom normalt spridningsavstånd för skyddsvärda organismer (Länsstyrelsen i Jönköpings län 2008). Larsson & Knöppel (2009) vill att slyröjning inom järnvägsstationsområden skapar många små nischer. Röjningen bör ske selektivt så att blombärande buskar och träd sparas medan vindpollinerade växter avlägsnas. Säl, nyponros och häggmispel är exempel på positiva växter, medan björk, asp och tall bedöms som negativa.



## 12.7 Biologisk mångfald i miljöer utan lövsly: effekter på landskapsnivå

### 12.7.1 Öppna miljöer som bristbiotop

De öppna miljöer som skapas när lövsly tas bort kan vara viktiga för biologisk mångfald om de fungerar som biotoper för organismer som idag har svårt att finna sin rätta miljö i landskapet. Effekten av lövslytäkt är med andra ord beroende av hur landskapet i stort ser ut, och om det där råder brist på öppna, ört- och gräsdominerade miljöer.

I Sverige som helhet råder brist på hävdade ängs- och hagmarker (Olsson 2008), och ett stort antal arter knutna till sådana miljöer är hotade och rödlistade. Detta gäller arter i markskiktet, som hävdgynnade kärlväxter och de ryggradslösa djur som lever på dessa, men även arter som är beroende av exponerade hagmarksträd. I skogs- och mellanbygder minskar antalet brynmiljöer (Cederberg m.fl. 2001), vilket missgynnar starkt ljuskrävande kärlväxter, mossor, lavar och svampar, vilket i sin tur drabbar ryggradslösa som lever på dessa.

I Sverige liksom i många andra länder är den samlade arean av hävdade gräsmarker mindre än den totala ytan skötta miljöer i modellsystemen, t.ex. vägkanter, järnvägsbankar och kraftledningsgator. I Rhode Island, Connecticut och Massachusetts finns t.ex. 600 000 acres vägkanter, men bara 50 000 acres naturliga gräsmarker (Nelson Brown & Sawyer 2012).

Ottoson m.fl. (2012) beskriver tre olika funktioner som skötta vägkanter kan fylla för arter som ursprungligen fanns i andra miljöer i landskapet: ersättningsmiljö, förstärkningsmiljö och resursmiljö. Ersättningsmiljöer är biotoper som passar för hotade arter vilkas livsmiljöer helt försvunnit från resten av landskapet. De arter som finner ett livsrum i ersättningsmiljön finns ofta inte alls kvar i övriga landskapet, och de tillbringar hela sin livscykel inom ersättningsmiljön. Ett exempel är stortapetserarbetet *Megachile lagopoda*, som i östra Skåne bara finns längs vägkanter, där dess viktigaste pollenkälla växer – väddklint *Centaurea scabiosa*. Förstärkningsmiljöer är biotoper som erbjuder arter från andra naturtyper i landskapet ett större livsutrymme, vilket kan signifikant öka populationsstorleken. Populationer i förstärkningsmiljön står ofta i viss kontakt med populationer i ursprungsmiljön. Ett exempel på en art som använder vägkanter som förstärkningsmiljö är finnögkontrösten *Euphrasia officinalis officinalis*. Resursmiljöer är biotoper som erbjuder särskilda resurser som en art behöver under en del av sin livscykel, eller för en del av sitt födointag. Nektar och pollen är exempel på sådana bristresurser i landskapet i stort. Fjärilar och bin som fortplantar sig i andra miljöer kan använda blomrika vägkanter som extra matförråd. Den sexfläckiga bastardsvärmaren *Zygaena filipendulae* är en av arterna som finner sådana resurser i vägkanter.

Om skötsel av öppna biotoper i modellsystem som kraftledningsgator, vägar, järnvägar och energiskogar skapar ersättnings-, förstärknings- eller resursmiljöer som faktiskt nyttjas av hotade och rödlistade arter är det sannolikt att också storskalig lövslytäkt i liknande miljöer skulle kunna bidra till bevarandet av biologisk mångfald. Vår litteraturgenomgång visar att det finns ett starkt stöd för att så är fallet. Flera studier har visat att de olika hävdade gräsmarksmiljöerna som finns i landskapet (kraftledningsgator, skogsbilvägar, hyggen, vägkanter, bangårdar och banvallar) tillsammans utgör en viktig resurs i bevarandet av den biologiska mångfalden (Svensson m.fl. 2012).

Lennartsson och Gylje (2009) analyserade biotopval bland 63 rödlistade jordbruksarter för vilka åtgärdsprogram fastställts. De fann att vägkanter och bangårdar utgör viktiga biotoper för 23 arter, medan kraftledningsgator och skogsbilvägar är viktiga för fem respektive två arter. Människoskapade miljöer hör till de allra viktigaste biotoperna för dessa rödlistade arter.

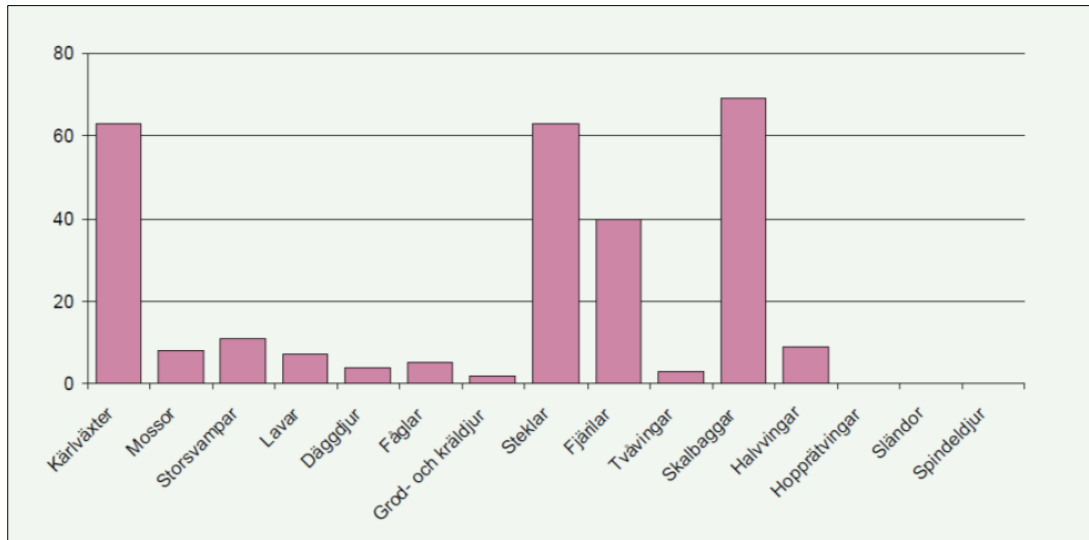
Även för rödlistade arter utan åtgärdsprogram är infrastrukturens biotoper viktiga (figur X.2) och väl jämförbara med mer traditionella biotoper i jordbrukslandskapet (Lennartsson och Gylje 2009). För de flesta rödlistade arter fungerar infrastrukturbiotoper som komplement till andra biotoper (förstärkningsmiljö med Ottosons terminologi), men för vissa arter är de idag huvudbiotop (ersättningsmiljö) (figur X.3), till exempel smällvedel *Astragalus penduliflorus* i vägkanter och väddnätfjäril *Euphydryas aurinia* i kraftledningsgator. Det finns också arter som hade varit rödlistade om de inte hittat en tillflykt i vägkanter och liknande miljöer, till exempel ängsgentiana *Gentianella amarella*.

En stor grupp av de växter som idag finns och sprids längs vägkanten är knutna till det gamla jordbrukslandskapet med dess ängs- och betesmarker. I Sverige har över 100 av de kärlväxter som finns upptagna på den svenska rödlistan återfunnits i vägkanter (Runesson 2012).

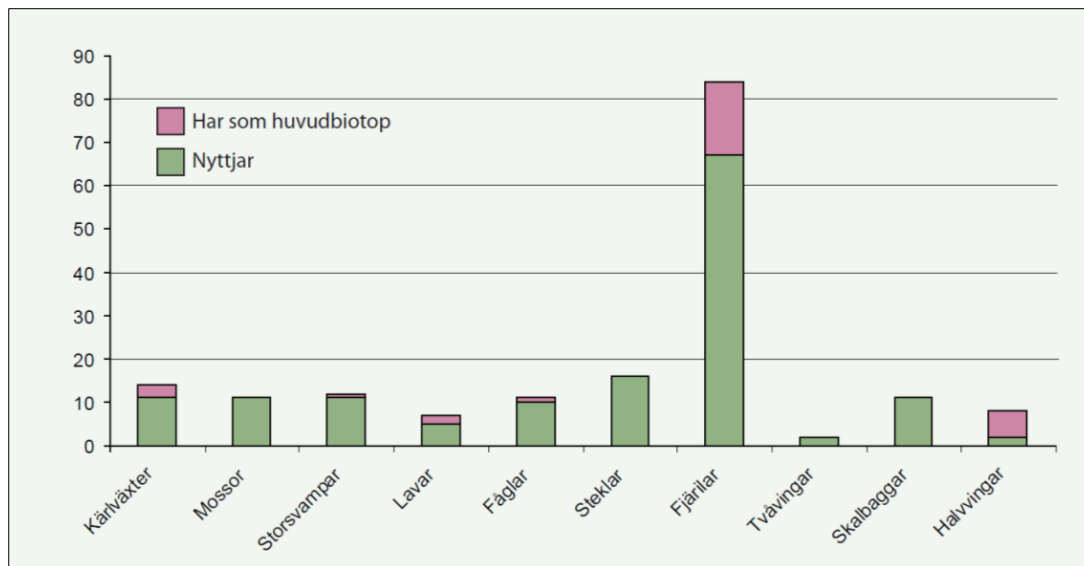
Alinvi & Olsson (2012) studerade myror och jordlöpare i svenska vägkanter. Faunan i vägkanten består mest av öppenmarksarter, med inslag av generalister och skogsarter. En stor andel av rödlistade jordlöpare (44 %) och myror (55 %) bedömdes kunna utnyttja lämpliga vägkantsmiljöer som livsmiljö, om skötseln är den rätta. Passande mikrohabitat har stor betydelse för enskilda arters användning av vägkanten. Största artrikedomen finns i vägkanter med låg växtrikedom, t.ex. torra miljöer, ruderatmarker och ensartat gräsdominerade miljöer.

I en nederländsk studie (Noordijk m.fl. 2006) påträffades en stor andel av landets leddjursfauna i vägkantsmiljöer (spindlar 102 arter, 29 % av totala artantalet i landet; lockespindlar 18 arter, 64 %; hopprätvingar 23 arter, 56 %; jordlöpare 157 arter, 42 %; vivlar 144 arter, 24 %; myror 33 arter, 53 %; bin 97 arter, 29 %). Flest hotade arter påträffades i näringsfattiga, sandiga miljöer. Många av arterna har en eller flera viktiga perioder i livscykelns förlagda till vägkanten, till exempel övervintring, de är alltså inte bara transienta förekomster. Vegetationssammansättning i vägkanten är en mycket viktigare prediktor för leddjur än omgivande landskap, vilket tyder på att arterna faktiskt funnit en passande livsmiljö som de nyttjar. Noordijk m.fl. (2008) fann även lika många arter jordlöpare och spindlar i vägkanter som i reservat. Bland de spindelarter som klassificerades som specialister med smal nisch fanns lika många arter i vägkanterna som i reservaten. De specialiserade jordlöpare som var vanligast i vägkanter hör hemma i mer slutna vegetationstyper, vilket indikerar att vägkanterna inte sköts helt idealiskt för dem. Marktäcket av örter är för tätt, och det finns små träd, som borde tas bort. Trots det fanns 73 % av de mest krävande arterna även i vägkanterna.

Kraftledningsgator skapar refugier och spridningskorridorer för de arter som är beroende av regelbunden hävd (Länsstyrelsen i Jönköpings län 2008). Trehundraarten rödlistade arter är observerade i Svenska Kraftnäts kraftledningsgator. Väddnätfjäril *Euphydryas aurinia* finns på fastlandet nästan enbart i kraftledningsgator. Flera arter bastardsvärmare finns också i stort antal, t.ex. sexfläckiga bastardsvärmare *Zygaena filipendulae* och smalsprötad bastardsvärmare *Z. osterodensis*.



Figur 12.2 Antal arter i olika grupper av rödlistade arter som utnyttjar väg- och järnvägs miljöer, enligt ArtDatabankens databas BIUS (Lennartsson och Gylje 2009).



Figur 12.3 Antal arter i olika grupper av rödlistade arter som utnyttjar väg- och järnvägs miljöer som huvudbiotop resp. komplementbiotop (Lennartsson och Gylje 2009).

Röjning och slåtter bevarar hotade arter i järnvägsmiljöer, i synnerhet torrmarksarter anpassade till ruderatmarker (Larsson & Knöppel 2009). Svartfläckig blåvinge *Maculinea arion* behöver buskröjning och slåtter längs järnvägar, vilket gynnar värdväxten backtimjan *Thymus serpyllum*. Längs Åhus-Kristianstadbanan har arten hela eller stora delar av sin livsmiljö i järnvägsbiotoper.

### 12.7.2 Öppna miljöer som gynnar spridning

Många källor poängterar att öppna miljöer som hävdas kan fungera som spridningsmiljöer eller korridorer för hävdberoende arter i landskapet, däribland kärlväxter (Tikka m.fl. 2001), fjärilar (Ahrné m.fl. 2011, Lensu m.fl. 2011, Ottosson m.fl. 2012, Wynhoff m.fl. 2011), myror, jordlöpare (Alinvi & Olsson 2012) och spindlar (Noordijk m.fl. 2008). Vissa infrastrukturmiljöer är tack vare sin linjära form som gjorda för att fungera som spridningskorridorer, och i landskap där öppna miljöer är bristbiotoper är det lätt att tänka sig att linjära element binder ihop landskapsfragment.

Det finns dock få studier som har visat att hävdade linjära infrastrukturer faktiskt fungerar som spridningsmiljöer. Lehtomäki (2006) visade att brunfläckig pärlmorfjäril *Boloria selene* använder kraftledningsgator som spridningskorridorer. Cikadavårtbitaren *Metrioptera roeselii* anses ha koloniserat gräsmarker i Bergslagen genom att följa vägkanter (Ottosson m.fl. 2012). Berg m.fl. (2011) påträffade en hög andel fjärilar med låg mobilitet i kraftledningsgator, jämfört med andra öppna miljöer, vilket tyder på att fjärilarna faktiskt kunde använda sig av kraftledningsgatorna för spridning trots sin dåliga rörlighet.

En baksida av vägkanternas funktion som spridningsmiljöer är risken för spridning av invasiva främmande arter (Nelson Brown & Sawyer 2012). I Sverige sprids till exempel blomsterlupin *Lupinus polyphyllus* och såpnejlika *Saponaria officinalis* längs vägkanterna.

### X.7.3 Öppna miljöer som isolerar

Samtidigt som linjära landskapselement med öppen biotop kan gynna spridning mellan öppna marker kan de också isolera andra typer av biotoper från varandra. Detta är ett mycket litet studerat fenomen i Sverige. Alinvi & Olsson (2012) bedömer att vägar kan vara spridningshinder för stora jordlöpare som ej kan flyga (kortvingade former). Det är själva vägytan, inte vägkanten som är problemet för öppenmarksarter, men för skogsarter är även en öppen vägkant ett hinder.

Lensu m.fl. (2011) argumenterade att kraftledningsgator har en generell negativ effekt på arter i skogsbiotoper genom ökad fragmentering, mer kanteffekter och hinder för spridning.

## **12.8 Slutsatser om effekter på biologisk mångfald**

Följande punkter sammanfattar de viktigaste slutsatserna från litteraturgenomgången om slybildande träd- och buskarter, och om erfarenheter från de sju modellsystemen: kraftledningsgata, järnväg, bilväg, åkerkant/skogs kant, igenväxande åker/äng/betesmark, energiskog och skogsodling, skottskogsbruk.

- Alla träd- och buskarter som betraktas som sly försörjer ett stort antal andra organismarter, och många av dessa är monofager eller oligofager, d.v.s. beroende av just dessa arter eller släkten av träd och buskar.
- Slyvegetationen ger växtätarna både löv, blommor, nektar, och lättsmälta skott, och växtätarna försörjer i sin tur ett stort antal arter som är predatorer och nedbrytare.
- Bland slyarterna är asp och sälg är särskilt värdefulla för den biologiska mångfalden, och båda kan betraktas som nyckelarter i ekosystemet.
- Alla åldersstadier av slyarterna hyser biologisk mångfald, men det är framförallt gamla och grova träd och buskar som har stora värden, därför att de hyser många specialiserade och ofta hotade arter.
- Erfarenheter från energiskogsbruket tyder på att unga, täta slybestånd hyser en begränsad biologisk mångfald, därför att de uppvisar liten biotopheterogenitet, få gamla strukturer, och erbjuder få varma och torra miljöer, med undantag för ytterkanterna.
- Ofta är det samma trädart som i unga år utgör ett skuggande slybestånd, som med högre ålder bildar grova, knotiga naturvårdsträd. Om det ska finnas några gamla träd i skogsbrynet måste det också finnas en återväxt, så att ungsly kan åldras.
- Den största positiva effekten på biologisk mångfald uppnås om slybestånden innehåller både gamla och unga träd och buskar, utan att de gamla stammarna skuggas av de yngre.
- Slybestånd skapar ofta en särpräglad brynvegetation som är skilt artrik eftersom den kombinerar arter från både skog och öppna miljöer, och kan hysa särskilda brynspecialister.
- Flera av de slybildande träd- och buskarterna, t.ex. sälg, har ofta sin huvudförekomst i landskapet just i brynmiljöer.
- För många hotade arter är det slydominerade brynet särskilt värdefullt om det innehåller solexponerade gamla och grova träd
- Skogsbryn och andra kantbiotoper är viktiga för många lövträd- och buskarters reproduktion, eftersom de inte är konkurrenskraftiga i slutet barrblandskog.
- Stor stamtäthet ger självgallring bland relativt unga träd och buskar, vilket skapar död klenved som gynnar både insekter och fåglar.
- Lövträd och buskar ger en lövförna som påverkar markkemi och markfauna, bland annat genom höjd pH, större genomströmning av näringsämnen och en allmän gödslingsseffekt.
- Ett begränsat inslag av sly i öppna marker, särskilt ängs- och hagmarker, ökar biotopheterogeniteten och artantalet, både bland marklevande storsvampar, växter, fjärilar och andra insekter.
- Slybildande träd- och buskarter utgör ofta en stor del av landskapets lövträdsbestånd. En stor del av våra rödlistade arter är knutna till lövträd, vilket signalerar en brist på löv i landskapet, inklusive slyträd som sälg och asp.
- Lövträd i landskapet bidrar till en större variation mellan olika biotoper.
- Effekter av lövsly för biologisk mångfald på landskapsnivå beror på hur landskapet ser ut. I ett öppet landskap kan även ett ganska trivialt slybestånd utgöra en viktig resurs, medan det ofta inte tillför något större värde i ett skogslandskap, om det inte innehåller träd- och buskarter eller strukturer som i övrigt saknas i skogen.
- Många arter i det öppna landskapet söker skydd i slyvegetation. Det innebär att slyet ger dem möjlighet att leva även i ett öppet landskap.

- Slybestånd på olika ståndorter, t.ex. igenväxande jordbruksmark, skogsbryn och inne i sluten skog, har ofta olika biologisk mångfald, även om de är lika gamla.
- Lövsly som förekommer som linjära element i relativt öppna landskap kan potentiellt fungera som spridningskorridorer mellan skogsbestånd och ängs- och hagmarker. Detta fenomen har dock studerats i mycket liten omfattning.
- Ridåer av lövsly kan fungera som buffertzoner som skyddar skog från abiotiska kanteffekter.
- I hagmarker är slyröjning, slåtter och bete positivt för hävdgynnade kärlväxter. Ett flertal studier visar att när man tar bort buskar och träd ökar kärlväxternas artdiversitet och artsammansättningen förändras.
- Även om igenväxning kan ses som det grundläggande hotet mot biologisk mångfald i ängs- och hagmarker är det inte nödvändigtvis lämpligt att ta bort alla träd och buskar. Enstaka buskar som ger betesskydd ökar många kärlväxters frösättningsmöjligheter.
- Röjning i kraftledningsgator gynnar hävdberoende arter. I en jämförelse mellan naturbetesmarker och kraftledningsgator har det visats att den lägre skötselintensiteten i kraftledningsgatorna ändå ger stora effekter på hävdberoende arter, men den är inte i sig tillräcklig för de mest krävande arterna.
- Röjning i skottskog har stora effekter på artsammansättning och artantal i fältskiktet, men med hävd i form av slåtter eller bete uppnås ändå större effekter.
- Studier av djur i modellsystem där lövsly röjs visar att både artsammansättning, artantal och abundans av enskilda arter påverkas. Många av arterna i modellsystemen är ekologiska generalister, men där finns också specialister och hotade arter med höga krav på sin biotop som gynnas av slyröjning.
- Antal (blommande) kärlväxarter, vegetationshöjd i markskiktet, täckningsgrad i busk- och trädskiktet, hävdintensitet och betetryck är de viktigaste faktorerna som påverkar djur i modellsystemen. För samtliga faktorer finns exempel både på arter som gynnas och missgynnas.
- I ängs- och hagmarker är artrikedomen bland kärlväxterna en förutsättning för växtätande och pollinerande fjärilar och andra insektsarter, men det finns ingen enskild markskötsel som gynnar alla arter i biotopen, och även de mer utpräglade gräsmarksarterna gynnas av ett visst inslag av buskar och träd.
- Det är ett generellt mönster bland fåglar, fjärilar, humlor, gräshoppor och steklar i gräsmarker att en mindre hård hävd och större habitatheterogenitet är bättre. När igenväxningen gått för långt är det dock negativt för gräsmarkslevande arter av alla taxa.
- Ett hävdgynnade växtsamhälle blir artrikast om näringstillgången i marken är låg. Därför betonar många studier vikten av att slaget hö och sly inte ska få ligga kvar och förmultna, vilket ger både en gödslings effekt och en skuggningseffekt. Slytäkt är därför fördelaktig, jämfört med röjning som låter slyet ligga kvar.
- Ljust växande solitära träd, i betesmarker, bryn och skogsbeten, liksom överståndare i skottskogen, får helt andra kvaliteter än träd i sluten skog, och hyser krävande och rödlistade arter, en rik mångfald av epifytiska lavar, mossor, svampar, insekter och fåglar.
- Träd och buskar i betesmarker är positiva för de flesta organismgrupper. Kärlväxter, fjärilar, humlor, dyngbaggar, och fåglar i hagmarker är positivt korrelerade med variabler som beskriver buskar och träd i betesmarkerna, t.ex. antal trädarter, träd täckning, volym enbuskar och volym taggiga buskar.

- Rumslik variation som skapar stor biotopheterogenitet är alltid gynnsam för biologisk mångfald, oavsett om det handlar om biologiska värden knutna till örter och gräs i markskiktet eller till gamla knotiga hagmarksträd.
- Buskar i betesmarker skapar fler olika småmiljöer och fler olika ekologiska nischer, som kan hysa fler olika arter.
- Skötselmetoder som skapar större biotopheterogenitet i i grunden bra för biologisk mångfald.
- De öppna miljöer som skapas när lövsly röjs och fraktas bort kan vara viktiga för biologisk mångfald om de fungerar som biotoper för organismer som idag har svårt att finna sin rätta miljö i landskapet.
- I Sverige råder brist på hävdade ängs- och hagmarker, och ett stort antal arter knutna till sådana miljöer är hotade och rödlistade. Detta gäller arter i markskiktet, som hävdgynnade kärlväxter och de ryggradslösa djur som lever på dessa, men även arter som är beroende av exponerade hagmarksträd.
- Skötta vägkanter, liksom andra hävdade infrastrukturmiljöer, kan utgöra ersättningsmiljö, förstärkningsmiljö eller resursmiljö för arter som ursprungligen fanns i andra miljöer i landskapet.
- Många rödlistade arter i jordbrukslandskapet förekommer i infrastrukturens hävdade miljöer. För de flesta rödlistade arter fungerar infrastrukturbiotoper som komplement till andra biotoper (förstärkningsmiljö), men för vissa arter är de idag huvudbiotop (ersättningsmiljö).
- Hävdade gräsmarksmiljöer som kraftledningsgator, skogsbilvägar, hyggen, vägkanter, bangårdar och banvallar utgör en viktig resurs i bevarandet av den biologiska mångfalden.
- Öppna miljöer som hävdas kan fungera som spridningsmiljöer eller korridorer för hävdberoende arter i landskapet. Det finns dock få studier, men för några arter har effekten påvisats.
- Samtidigt som linjära landskapselement med öppen biotop kan gynna spridning mellan öppna marker kan de också isolera andra typer av biotoper från varandra. Detta är ett mycket litet studerat fenomen i Sverige.

## 12.9 Rekommendationer för slytäkt

I många fall är slytäkt mycket gynnsam för biologisk mångfald, men inte alltid. Görs det på fel sätt kan biologisk mångfald skadas. Våra rekommendationer ger en indikativ bild av när, var och hur det är lämpligt att skörda lövsly. Rekommendationerna kan sammanfattas som att man bör välja att röja sly där det har mest positiv effekt och minst negativ. Vissa enskilda rekommendationer är sannolikt svåra att förena med optimalt ekonomisk slytäkt, eftersom stordriftsfördelar försvinner, men måste ändå beaktas om slytäkt ska bli en accepterad markanvändning.

***Låt slyet stå kvar där det är en bristvara i landskapet, skörda mer sly i landskap som har brist på öppna hävdade marker***

Effekten av lövslytäkt är beroende av hur landskapet i stort ser ut. Om det råder brist på öppna, ört- och gräsdominerade miljöer, om de gamla ängs- och hagmarkerna vuxit igen, och om de små öppna gräsmarker som finns ligger isolerade från varandra, då har slytäkt en stor positiv

effekt. I landskap som istället domineras av öppna åkrar, träd- och busklösa betesmarker och hyggen, eller i landskap där den skog som finns domineras av barrträd, där är det mer viktigt att vara försiktig med slytäkt.

### ***Röjning utan slätter är tillräckligt bra för många arter***

Den hävd som en storskalig lövslytäkt skulle åstadkomma är inte nödvändigtvis av sådan natur att den skulle gynna samma hävdspecialiserade flora och fauna som är målet med intensiv skötsel av ängs- och hagmarker. Dels skulle hävden vara inskränkt till slyröjning, inte slätter, och dels skulle den ske med mycket längre tidsintervall. Inte desto mindre finns det både växter och djur som faktiskt gynnas av röjning, även om den inte följs av slätter. Det kan till exempel vara växtarter som ursprungligen växte i gläntor och i andra öppna, icke-hävdade miljöer (Runesson 2012), eller arter som gynnas av en större biotopheterogenitet än vad man finner på en hårt hävdad gräsmark, till exempel många fjärilar och fåglar.

### ***Röj sly i igenväxande ängs- och hagmarker***

Det finns fortfarande många igenväxande ängs- och hagmarker som sakta men säkert förlorar sina största naturvårdsvärden. Det är idag en kostnad för naturvården och jordbruksersättningar att se till att det finns en aktiv skötsel, och resurserna räcker inte till för alla marker som skulle behöva skötsel. Ett uttag av lövsly skulle vara mycket positivt för både hävdgynnade kärlväxter såsom ögontröstar och gentianellor och för epifytiska lavar, vedlevande skalbaggar och nektarsökande fjärilar (Cederberg m.fl. 2001), eftersom det samtidigt skulle åstadkomma ett hävdad markskikt och friställning av gamla hagmarksträd.

### ***Friställ gamla träd i bryn och hagmarker***

Röjning runt gamla hagmarksträd ökar deras livslängd och gynnar värme- och ljuskrävande flora och fauna. Solexponering är gynnsamt för en mängd insektsarter knutna till gammal asp, ek och lind (Eriksson 2013). Konkurrenten från unga granar och lövträd kan vara ett hot mot grova lövträd (Wikars & Hedenås 2010). Gallring och röjning av yngre träd kan därför vara en mycket viktig naturvårdsåtgärd. I före detta betade bryn kan lövslytåkten hjälpa till att friställa vidkroniga brynträd (Cederberg m.fl. 2001). Täta slybestånd kring grova äldre träd bör dock röjas i omgångar, så att de abiotiska förhållandena ändras gradvis, annars kan de gamla träden ta skada.

### ***Röj sly på vägkanter, längs skogsbilvägar, på järnvägsbankar och i kraftledningsgator för att efterlikna hävdade miljöer i det gamla odlingslandskapet***

Lövslytäkt kan skapa ersättnings-, förstärknings- och resursmiljöer för den biologiska mångfald som är knuten till det ålderdomligare odlingslandskapet, och som nu är hotad på grund av biotopbrist. Redan idag röjs och slåttras många vägkanter, skogsbilvägkanter, järnvägsbankar och kraftledningsgator, och ofta sker detta med tydliga naturvårdsrelaterade mål uppsatta av myndigheter och företag som är ansvariga för driften. Det finns analyser av effekter på biologisk mångfald (Ahrné m.fl. 2011, Berg m.fl. 2013, Berg & Svensson 2011, Larsson & Knöppel 2009, Lennartsson & Gylje 2009, Länsstyrelsen i Jönköpings län 2008, Ottosson m.fl. 2012, Stenmark 2012, Svensson 2010, Svensson et al. 2012), och utarbetade skötselmanualer (Grusell & Miliander 2011, Svenska Kraftnät 2010, 2013, Trafikverket 2011) som kan vägleda även storskalig slytäkt.



I vägområdets inre vegetationszon och i stängselzonen sker röjning och slåtter enligt Trafikverkets standardbeskrivning av drift, SBD. I den yttre vegetationszonen, där det ofta står sly, vill Trafikverket gynna en naturlig succession som minskar skötselbehovet, genom en försiktig selektiv röjning som hämmar slyuppslag. Om en fullständig röjning görs blir resultatet att en ny slyvegetation snabbt växer upp, vilket ger högre skötselkostnader (Trafikverket 2011). I denna zon skulle lövslytäkt kunna bedrivas.

### ***Röj friskäng och fuktäng i kraftledningsgator oftare***

De artrikaste biotoperna i kraftledningsgator är ljunghed, torräng, friskäng, fuktäng. Där är den ordinarie skötseln av kraftledningsgatan i många fall tillräcklig, men friskäng och fuktäng kräver ofta tätare skötsel (Lennartsson & Gylje 2009), för att undvika invandring av buskar och sly (Grusell & Miliander 2011). Återväxten av sly är snabbare på fuktiga och näringsrika marker, vilket är detsamma som att produktionen av biomassa är högre per år.

### ***Röj rätt tid på året***

Skötselåtgärder längs vägar och järnvägar går ofta ut på att hämma slyproduktionen. Åtgärder för att hämma återväxten är bland annat att slå med låg stubbhöjd, att röja under sommaren, och att selektivt lämna långsamväxande växter som skuggar marken (Huisman 2001). Under sommaren är slyets energinivå i rötterna som lägst och rot- och skottskjutning hämmas därmed bäst (Runesson 2012). Om slytäkt bara kan göras med relativt långa intervall, av t.ex. ekonomiska skäl, hinner naturvårdseffekten avta innan det är dags för nästa täktillfälle. Det är då lämpligt att röja slyet så att produktionen hämmas. Från Trafikverkets sida har man dock i vissa fall rekommenderat att röjning utmed artrika vägkanter ska äga rum under vinterhalvåret eftersom det ger minst skada på övriga växter (Runesson 2012). Om lövslytäkt ska göras återkommande med täta intervall är det mindre lämpligt att hämma återväxten, vilket gör att vinterhalvåret då framstår som det bästa alternativet.

En annan aspekt är älgbetet. Unga slyskott drar till sig betande älgar, som inte är önskvärda längs vägarna. Älgar föredrar att beta skott som innehåller lättsmält energi och protein, men lite tanniner, cellulosa och lignin. Sly som slås ger skottbildning av olika kvalitet beroende på när röjningen görs, och älgar föredrar att beta av skott dör slyet slagits sent på säsongen. För att undvika älgar vid vägkanten ska man alltså röja tidigt på året (Rea m.fl. 2010).

### ***Röj på rätt höjd över marken***

Det finns mycket få studier av effekter av röjningshöjden. Å ena sidan ger röjningen bästa effekten för hävdgynnade kärlväxter om slyet röjs så nära mark som möjligt. Det gäller i synnerhet om ingen slåtter görs. Å andra sidan kan det finnas anledning att lämna stubbar på minst 10 cm med hänsyn till marklevande djur, om man röjer på sommaren (Huisman 2001).

### ***Lämna inte röjningsavfall på marken***

Den normala rekommendationen vid slåtter i ängs- och hagmarker, och längs vägar och järnvägar, är att inte lämna det slagna höet kvar på plats, eftersom det både ger en gödslingsseffekt och en skuggning av markskiktet (Larsson & Knöppel 2009, Lennartsson & Gylje 2009). Även röjt sly tas bort från vägkanterna (Runesson 2012). I kraftledningsgator lämnas däremot normalt röjningsavfallet kvar på plats, men i områden som kräver särskild hänsyn är rekommendationen att det slagna slyet ska tas bort (Länsstyrelsen i Jönköpings län

2008). Bortförsling av sly vid storskalig lövslytåkt skulle sannolikt också ha positiva effekter på biologisk mångfald i de röjda områdena.

### ***Undvik fångst av insekter i upplag av oflisat skogsbränsle***

Upplag av oflisat skogsbränsle kan fungera som oönskat fångstvirke för rödlistade insektsarter som lägger ägg i ved och bark. Blir solexponerat skogsbränsle liggande över en stor del av sommaren ska det flisas först efter följande sommar, så att den nya generationen insekter har hunnit lämna virket (Cederberg m.fl. 2001).

### ***Røj sly selektivt***

Ett slybestånd bör röjas selektivt, så att vissa träd och buskar lämnas kvar inom beståndet (Berg m.fl. 2013), dels därför att stammar med särskilda kvaliteter behöver sparas, och dels för att skapa ett visst mått av biotopheterogenitet. Det är inte alla organismgrupper som gynnas av hård röjning (Söderström m.fl. 2001), och skötsel av betesmarker bör beakta träd- och buskskiktet i högre grad.

### ***Spara gamla, grova träd och spara rikblommande träd och buskar***

Uttag av sly i bryn och kantzoner med lövträd bör ske på sådant sätt att gamla och grova träd lämnas för fortsatt tillväxt (Cederberg m.fl. 2001). Särskilt viktigt är det att spara gamla, senvuxna, ihåliga och döende aspar (Eriksson 2013, Wikars & Hedenås 2010) och gamla trädformiga sälgar (Ehnström & Holmer 2009). Många sälgar är buskformade, men det är de trädformade som bidrar mest till biologisk mångfald. Viktigt är att sälgen får stå kvar även om stamdelar torkat.

Enligt skötselrekommendationer från det svenska vildbiprojektet kan enstaka blombarande arter av buskar och träd såsom säl, vildapel, olvon och rönn med fördel få stå kvar för att gynna vildbin i vägkanten (Runesson 2012). Skötselråden för järnvägar innebär att blombarande buskar och träd sparas medan vindpollinerade växter avlägsnas. Säl, nyponros och häggmispel är exempel på positiva växter.

### ***Spara rönn, oxel, hägg, säl, asp och andra träd och buskar som är sällsynta i landskapet***

Rönn, oxel, hägg, säl, asp, vildapel, olvon, hagtorn, avenbok och slån är exempel på arter som bör sparas i stor utsträckning (Cederberg m.fl. 2001).

Sälgen är bland de svenska träd som har en fundamental inverkan på såväl den skogliga miljön som på det öppna landskapet. ”En sparad gammal säl i betesmarken kan ha större betydelse för mångfalden än flera andra ädellövträd” (Ehnström & Holmer 2009). Sälgen är framförallt en viktig brynart, främst mot öppen jordbruksmark.

Många källor (t.ex. Eriksson 2013, Wikars & Hedenås 2010) pekar på betydelsen av att spara aspar. ”Man bör försöka avlägsna sig från tanken att aspen enbart är ett skräpträdslag som bara är till hinder för den övriga skogsvården” (Ehnström & Holmer 2012). Kvarställande av levande aspar ute på hyggen, i hänsynsytor och kantzoner är sannolikt en av de viktigaste naturvårdsåtgärderna i dagens skogsbruk (Wikars & Hedenås 2010).

Wikars & Hedenås (2010) rekommenderar selektiv röjning och gallring för att gynna aspen. Befintliga föryngringar av asp som uppnått betesfri höjd (3-5 m) kan förstärkas genom att konkurrerande trädslag gallras bort. Om bestånden har glesta eller ojämna inslag av asp kan

rotskottsförnygring stimuleras genom att avverka även en del av asparna. Det är då viktigt att skapa rejäla luckor. Såväl luckhugning som selektiv avverkning bör främst ske i gallringsbestånd (20-60 år), men ej i ännu yngre skog, eftersom dessa då har alltför svaga rotsystem för att kunna skjuta rotskott effektivt. När uttag av GROT görs bör asp undantas i åtgärdsprogramarternas värdestrakter (Eriksson 2013).

Miljöersättningar i jordbruket kan vara ett problem, om de leder till att ängs- och hagmarker röjs för hårt så att aspen tas bort. ”Från Uppsala län finns konkreta exempel på att restaurering av hagmarker försämrat rika lokaler för aspplintbock, när gamla asprika bestånd avverkats för att återskapa hagmarker” (Eriksson 2013).

### ***Spara unga träd som kan bli gamla***

Gamla och grova exemplar av de slybildande träd- och buskarterna är viktiga att spara, men man måste också tänka på återväxten av sådana träd, i synnerhet i bestånd som redan nu saknar gamla stammar. Unga träd i bryn bör röjas fram, så att de kan utveckla vida kronor och grova grenar (Cederberg m.fl. 2001). Trädslag som asp, björk, sälg och tall kan också bli knotiga hagmarksträd.

Vid avverkning av sly för flis i brynmiljöer bör man generellt vara mycket försiktig med avverkning av sälg då det påverkar fågelfaunan negativt. På vissa platser kan en hel del sälg avverkas, men det är viktigt att välja ut och spara de träd som har goda förutsättningar att bli grova och gamla naturvårdsträd. Långa rangliga sälgar med bara en liten krona högst upp har mindre värde (Ehnström & Holmer 2009).

I samband med röjningar bör man också spara aspar i olika åldersklasser (Ehnström & Holmer 2012). Det är viktigt att planera för aspförnygring både på traktnivå och på lokalnivå (Eriksson 2013). Unga aspskogar behövs för att aspskog med höga naturvärden ska bildas i framtiden (Wikars & Hedenås 2010).

### ***Røj sly partiellt***

Många djur och växter gynnas av slyröjning, men för att skapa biotopheterogenitet är det bra att dela upp röjningen i etapper så att det alltid finns tillgång till ett buskskikt någonstans i trakten (Länsstyrelsen i Jönköpings län 2008). Precis som vid slätter är det bra hoppa över hela bestånd vissa år så att det alltid finns en mosaik av slagna och oslagna partier (Lennartsson & Gylje 2009).

### ***Spara täta bestånd med ung asp som får självgallras.***

Har man täta ungskogsbestånd med asp är det värdefullt att spara några sådana bestånd och låta självgallringen leverera kläna döda stammar i en värdefull succession (Ehnström & Holmer 2012).

### ***Spara komplexa skogsbryn och andra värdefulla kantzoner***

När komplexa skogsbryn tas bort skapas en ”ny” kantzon som i allmänhet blir mer ensartad och trivial, ofta med stort inslag av gran (Cederberg m.fl. 2001). Vissa sträckor med särskilt komplexa bryn bör sparas helt (Fry & Sarlov-Herlin 1997), och på andra sträckor bör gamla grova lövträd friställas, och grupper av unga träd och buskar lämnas. ”Om det är någonstans sälgen borde sparas, så är det just i brynen där den pollen- och nektarkälla sälgen erbjuder

insekterna har stor betydelse för såväl den omgivande åkermarken som för den i många fall utarmade kulturskogen innanför brynet” (Ehnström & Holmer 2009).

### *Spara skydds-zoner mot känsliga naturtyper*

Många arter och naturtyper gynnas av slyröjning, men ibland behövs istället särskild hänsyn vid röjningar. En viktig åtgärd är att spara skydds-zoner med sly mot bäckar, åar, småvatten, våtmarker och hållmarker (Grusell & Miliander 2011, Länsstyrelsen i Jönköpings län 2008).

### *Spara skydds-zoner mot skogsbevuxna skyddade områden*

Både vägar, järnvägar och kraftledningsgator skär igenom naturreservat, Natura 2000-områden, biotopskydd, och nyckelbiotoper där det krävs extra hänsyn (Länsstyrelsen i Jönköpings län 2008).

### *Kombinera röjning med slåtter eller bete i särskilt värdefulla marker*

Även om röjning i sig är en viktig naturvårdsåtgärd i många områden kan det ibland vara nödvändigt att komplettera röjningen med slåtter eller bete för att uppnå de högsta värdena för biologisk mångfald. När försök har gjorts att komplettera slyröjning i kraftledningsgator med slåtter syns tydliga positiva effekter på de mest hävdkrävande arterna, i synnerhet i partier där det generellt var ganska gott om sly (Svensson 2010).

## 12.10 Referenser

- Ahrné, K., Berg, Å., Svensson, R. & Söderström, B. 2011. Dagfjärilar i naturbetesmarker, kraftledningsgator, på hyggen och skogsbilvägar – betydelse för miljöövervakning. CBM:s skriftserie 45, Centrum för biologisk mångfald, SLU, Uppsala.
- Akbar, K. F., Hale, W. H. G., Headley, A. D. & Ashraf, I. 2010. Evaluation of conservation status of roadside verges and their vegetation in North England. *Polish Journal of Ecology* 58:459-467.
- Alinvi, O. & Olsson, M. 2012. Jordlöpar- och myrsamhällen i vägnas sidoområden – en litteraturstudie. Trafikverket, rapport 2012:079.
- Auestad, I., Rydgren, K., Austad, I. 2011. Road verges: Potential refuges for declining grassland species despite remnant vegetation dynamics. *Annales Botanici Fennici* 48:289-303.
- Axelsson Linkowski, W. & Svensson, R. 2009. Träd och buskar i jordbrukslandskapet. Värden och hot – en litteraturgenomgång. CBM:s skriftserie 24, Centrum för biologisk mångfald, SLU.
- Bardat, J. & Aubert, M. 2007. Impact of forest management on the diversity of corticolous bryophyte assemblages in temperate forests. *Biological Conservation* 139:47-66.
- Bartha, S., Merolli, A., Campetella, G. & Canullo, R. 2008. Changes of vascular plant diversity along a chronosequence of beech coppice stands, central Apennines, Italy. *Plant Biosystems* 142(3):572-583.
- Baum, S., Weih, M., Busch, G., Kroiherm, F. & Bolte, A. 2009. The impact of short rotation coppice plantations on phytodiversity. *Landbauforschung (Volkenrode)* 59(3):163-170.
- Benes, J., Cizek, O., Dovala, J. & Konvicka, M. 2006. Intensive game keeping, coppicing and butterflies: The story of Milovicky Wood, Czech Republic. *Forest Ecology and Management* 237:353-365.

- Berg, Å. & Svensson, R. 2011. Fågelfaunan i kraftledningsgator – effekt av skötsel och omgivande landskap. CBM:s skriftserie 57, Centrum för biologisk mångfald, SLU.
- Berg, Å. 2002. Breeding birds in short-rotation coppices on farmland in central Sweden – the importance of *Salix* height and adjacent habitats. *Agriculture Ecosystems & Environment* 90:265-276.
- Berg, Å., Ahrné, K., Öckinger, E., Svensson, R. & Söderström, B. 2011. Butterfly distribution and abundance is affected by variation in the Swedish forest-farmland landscape. *Biological Conservation* 144:2819-2831.
- Berg, Å., Ahrné, K., Öckinger, E., Svensson, R. & Wissman, J. 2013. Butterflies in semi-natural pastures and power-line corridors – effects of flower richness, management, and structural vegetation characteristics. *Insect Conservation and Diversity* 6:639-657.
- Bergendorff, C. & Emanuelsson, U. 1996. History and traces of coppicing and pollarding in Scania, south Sweden. Sid. 235-304 i: Slotte, H. & Göransson, H. (red.) Lövtäkt och stubbskottsbruk. Människans förändring av landskapet – boskapsskötsel och åkerbruk med hjälp av skog. Del II. Kungliga skogs- och lantbruksakademien, Stockholm.
- Björkman, C., Bommarco, R., Eklund, K. & Höglund, S. 2004. Harvesting disrupts biological control of herbivores in a short-rotation coppice system. *Ecological Applications* 14(6):1624-1633.
- Blick, T. & Burger, F. 2002. Wirbellose in Energiewäldern. Am Beispiel der Spinnentiere der Kurzumtriebsfläche Wöllershof (Oberpfalz, Bayern). *Naturschutz und Landschaftsplanung* 34(9):276-284.
- Broome, A., Clarke, S., Peace, A. & Parsons, M. 2011. The effect of coppice management on moth assemblages in an English woodland. *Biodiversity and Conservation* 20:729-749.
- Catorci, A., Vitanzi, A., Tardella, F.M. & Hrsak, V. 2011. Regeneration of *Ostrya carpinifolia* Scop. forest after coppicing: Modelling of changes in species diversity and composition. *Polish Journal of Ecology* 59(3):483-494.
- Cederberg, B. m.fl. 2001. Skogsbränsle, hot eller möjlighet? Vägledning till miljövänligt skogsbränsleuttag. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Copeland, J.E. & Hardcastle, P.D. 2008. Environmental impacts of short rotation forestry. *Aspects of Applied Biology* 90:311-316.
- Dauber, J., Jones, M.B. & Stout, J.C. 2010. The impact of biomass crop cultivation on temperate biodiversity. *Bioenergy* 2:289-309.
- Debussche, M., Debussche, G. & Lepart, J. 2001. Changes in the vegetation of *Quercus pubescens* woodland after cessation of coppicing and grazing. *Journal of Vegetation Science* 12(1):81-92.
- Decocq, G., Aubert, M., Dupont, F., Bardat, J., Watez-Franger, A., Saguez, R., de Foucault, B., Alard, D. & Delelis-Dusollier, A. 2005. Silviculture-driven vegetation change in a European temperate deciduous forest. *Annals of Forest Science* 62:313-323.
- Deconchat, M. & Balent, G. 2001. Vegetation and bird community dynamics in fragmented coppice forests. *Forestry* 74(2):105-118.
- Dekanic, S., Dubravac, T., Lexer, M. J., Stajic, B., Zlatanov, T. & Trajkov, P. 2009. European forest types for coppice forests in Croatia. *Silva Balcanica* 10(1):47-61.

- Dennis, P. & Fry, G. L. A. 1992. Field margins: can they enhance natural enemy population densities and general arthropod diversity on farmland? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 40:95-115.
- Di Marino, E., Montecchio, L., Scattolin, L., Abs, C. & Agerer, R. 2009. The ectomycorrhizal community structure in European beech forests differing in coppice shoot age and stand features. *Journal of Forestry* 2009(July/August):250-259.
- Dimitriou, I., Baum, C., Baum, S., Busch, G., Schulz, U., Köhn, J., Lamersdorf, N., Leinweber, P., Aronsson, P., Weih, M., Berndes, G. & Bolte, A. 2011. Quantifying environmental effects of short rotation coppice (SRC) on biodiversity, soil and water. IEA Bioenergy Task 43, 2011:01.
- Ebenhard, T., Dahlström, A., Emanuelsson, U., Helldin, J.-O., Lennartsson, T., Löf, M. & Palme, U. 2013. Lågskogsbruk – biobränsleproduktion i samklang med miljömål. Slutrapport från forskningsprojektet ”Lågskogsbruk – biobränsleproduktion i samklang med miljömål” inom Energimyndighetens bränsleprogram Hållbarhet och Tillförsel. Centrum för biologisk mångfald, SLU, Uppsala.
- Ehnström, B. & Holmer, M. 2009. Sälg – livets viktigaste frukost. 2:a upplagan. CBM:s Skriftserie 33, CBM, Uppsala.
- Ehnström, B. & Holmer, M. 2012. Asp – darrar min asp, myllrar min värld. CBM:s Skriftserie 67, CBM, Uppsala.
- Eichhorn, K.A.O. & Eichhorn, L.S. 2007. Herstel van de soortenrijke flora in twee Zuid-Limburgse hellingbossen. *Natuurhistorisch Maandblad* 96(8):240-246.
- Ellis, C. J. 2009. Composition and diversity of lichen epiphytes on aspen. Sid. 7-11 i: Parrott, J. & MacKenzie, N. (red.) *Aspen in Scotland: biodiversity and management. Proceedings of a conference held in Boat of Garden, Scotland, 3-4 October 2008.* Highland Aspen Group.
- Eriksson, P. 2013. Åtgärdsprogram för skalbaggar på gammal asp 2013-2017. Rapport 6573, Naturvårdsverket.
- Fabbio, G. & Amorini, E. 2002. Avviamento ad altofusto e dinamica naturale nei cedui a prevalenza di cerro. Risultati di una prova sperimentale a 35 anni dalla sua impostazione. Il protocollo di Caselli (Pisa). *Annali dell'Istituto Sperimentale per la Selvicoltura* 33:79-104.
- Fry, D.A. & Slater, F.M. 2011. Early rotation short rotation willow coppice as a winter food resource for birds. *Biomass and Bioenergy* 35:2545-2553.
- Fry, G. & Sarlöv-Herlin, I. 1997. The ecological and amenity functions of woodland edges in the agricultural landscape; a basis for design and management. *Landscape and Urban Planning* 37:45-55.
- Fuller, R.J. & Warren, M.S. 1993. Coppiced woodlands: their management for wildlife. *JNCC*.
- Füldner, K. & Damm, M. 2003. Die Makrolepidopterenfauna der Salweide (*Salix caprea* L.) in Waldmantelgesellschaften in Südniedersachsen (Lepidoptera). *Nachrichten des Entomologischen Vereins Apollo*, N.F. 24(1/2):65-73.
- Gamfeldt, L., Snäll, T., Bagchi, R., Jonsson, M., Gustafsson, L., Kjellander, P., Ruiz-Jaen, M.C., Froberg, M., Stendahl, J., Philipson, C.D., Mikusinski, G., Andersson, E., Westerlund, B., Andrén, H., Moberg, F., Moen, J. & Bengtsson, J. 2013. Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. *Nature Communication* 4:1340.

- Gantner, M. & Jaskiewicz, B. 2002. Beetles (Coleoptera) occurring on hazel (*Corylus* L.) in different habitat conditions. *Acta Scientiarum Polonorum Hortorum Cultus* 1(1):55-66.
- Gardiner, T. 2011. Reinstatement of coppicing in neglected ancient woodlands benefits bumblebees, butterflies and grasshoppers in Essex. *Entomologist's Record and Journal of Variation* 123:222-234.
- Gerell, R. 1997. Skötsel av vägkanter och dess inverkan på tätheten och artdiversiteten hos dagfjärilsfaunan i sydöstra Skåne. *Entomologisk Tidskrift* 118(4):171-176.
- Giordano, M. & Meriggi, A. 2009. Use by small mammals of short-rotation plantations in relation to their structure and isolation. *Hystrix Italian Journal of Mammalogy* 20(2):127-135.
- Gondard, H., Aronson, J., Grandjanny, M., Le Floc'h, E., Renaux, A., Romane, F. & Shater, Z. 2000. Plant species richness responses to management practices in chestnut (*Castanea sativa* Miller) forests and coppice stands in the Cévennes mountains (southern France). *Ecologia Mediterranea* 26(1-2):143-154.
- Gondard, H., Romane, F., Grandjanny, M., Li, J. & Aronson, J. 2001. Plant species diversity changes in abandoned chestnut (*Castanea sativa*) groves in southern France. *Biodiversity and Conservation* 10:189:207.
- Grusell, E. & Miliander, S. 2011. Fältmanual för skötsel av kraftledningens biotoper. Svenska Kraftnät.
- Gruss, H. & Schulz, U. 2011. Brutvogelfauna auf Kurzumtriebsplantagen. Besiedlung und Habitategnung verschiedener Strukturtypen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 43(7):197-204.
- Harmer, R., Kerr, G. & Thompson, R. 2010. Managing native broadleaved woodland. The Stationery Office, Edinburgh.
- Hedenås, H. & Ericson, L. 2000. Epiphytic macrolichens as conservation indicators: successional sequence in *Populus tremula* stands. *Biological Conservation* 93:43-53.
- Hedenås, H. & Ericson, L. 2004. Aspen lichens in agricultural and forest landscapes: the importance of habitat quality. *Ecography* 27:521-531.
- Hedenås, H. & Ericson, L. 2008. Species occurrences at stand level cannot be understood without considering the landscape context: Cyanolichens on aspen in boreal Sweden. *Biological Conservation* 141:710-718.
- Hedenås, H., Blomberg, P. & Ericson, L. 2007. Significance of old aspen (*Populus tremula*) trees for the occurrence of lichen photobionts. *Biological Conservation* 135:380-387.
- Hédl, R., Kopecký, M. & Komárek, J. 2010. Half a century of succession in a temperate oakwood: from species-rich community to mesic forest. *Diversity and Distributions* 16:267-276.
- Hossell, J., Clemence, B., Wright, B., Edwards, R. & Juppenlatz, Z. 2006. Potential impacts of future renewable energy policy on UK biodiversity. Final report to the Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra) and the Scottish Executive Environment and Rural Affairs Department (SEERAD) as part of the Defra Horizon Scanning Programme. ADAS.
- Hovd, H. & Skogen, A. Plant species in arable field margins and road verges of central Norway. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 110:257-265.

- Hryniewicz, K., Baum, C., Leinweber, P., Weih, M. & Dimitriou, I. 2010. The significance of rotation periods for mycorrhiza formation in short rotation coppice. *Forest Ecology and Management* 260:1943-1949.
- Huisman, M. 2001. Reglering av vedartad vegetation utmed järnvägar och vägar – en litteraturstudie över kunskapsläget. Rapport 247, Institutionen för lantbruksteknik, SLU.
- Ihlen, P.G., Gjerde, I. & Saetersdal, M. 2001. Structural indicators of richness and rarity of epiphytic lichens on *Corylus avellana* in two different forest types within a nature reserve in south-western Norway. *Lichenologist* 33(3):215-229.
- Jacquemyn, H., Brys, R., Honnay, O. & Hermy, M. 2008. Effects of coppicing on demographic structure, fruit and seed set in *Orchis mascula*. *Basic and Applied Ecology* 9:392-400.
- Janowiak, M.K. & Webster, C.R. 2010. Promoting ecological sustainability in woody biomass harvesting. *Journal of Forestry* 2010(Jan/Feb):16-23.
- Jantunen, J., Saarinen, K., Valtonen, A. & Saarnio, S. 2007. Flowering and seed production success along roads with different mowing regimes. *Applied Vegetation Science* 10:285-292.
- Koivula, M., Hyyryläinen, V. & Soininen, E. 2004. Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) at forest-farmland edges in southern Finland. *Journal of Insect Conservation* 8:297-309.
- Kouki, J. 2009. Aspen and forest biodiversity in north European boreal forests. Sid. 1-6 i: Parrott, J. & MacKenzie, N. (red.) *Aspen in Scotland: biodiversity and management. Proceedings of a conference held in Boat of Garden, Scotland, 3-4 October 2008.* Highland Aspen Group.
- Kuussaari, M., Heliölä, J., Pöyry, J. & Saarinen, K. 2007. Contrasting trends of butterfly species preferring semi-natural grasslands, field margins and forest edges in northern Europe. *Journal of Insect Conservation* 11:351-366.
- Laganà, A., Salerni, E., Barluzzi, C., Perini, C. & de Dominicis, V. 2002. Macrofungi as long-term indicators of forest health and management in central Italy. *Cryptogamie, Mycologie* 23(1):39-50.
- Larsson, M. & Knöppel, A. 2009. Biologisk mångfald på spåren. Zoologisk och botanisk inventering av järnvägs miljöer med fokus på hotade arter, skötsel och framtidsperspektiv. Banverket.
- Lassaue, A., Anselle, P., Lieutier, F. & Bouget, C. 2012. Coppice-with-standards with an overmature coppice component enhance saproxylic beetle biodiversity: A case study in French deciduous forests. *Forest Ecology and Management* 266:273-285.
- Lennartsson, T. & Gylje, S. 2009. Infrastrukturens biotoper – en refug för biologisk mångfald. CBM:s skriftserie 31, Centrum för biologisk mångfald, SLU.
- Lensu, T., Komonen, A., Hiltula, O., Päivinen, J., Saari, V. & Kotiaho, J. S. 2011. The role of power line rights-of-way as an alternative habitat for declined mire butterflies. *Journal of Environmental Management* 92:2539-2546.
- Liesebach, M. & Mecke, R. 2003. Die Laufkäferfauna einer Kurzumtriebsplantage, eines Gerstenackers und eines Fichtenwaldes im Vergleich. *Holzzucht* 54(december):11-15.
- Lindborg, R. & Eriksson, O. 2004. Effects of restoration on plant species richness and composition in Scandinavian semi-natural grasslands. *Restoration Ecology* 12:318-326.



- Losvik, M. H. 1999. Plant species diversity in an old, traditionally managed hay meadow compared to abandoned hay meadows in southwest Norway. *Nordic Journal of Botany* 19:473-487.
- Luken, J. O., Hinton, A. C. & Baker, D. G. 1991. Forest edges associated with power-line corridors and implications for corridor siting. *Landscape and Urban Planning* 20:315-324.
- Länsstyrelsen i Jönköpings län 2008. Skyddsvärda arter och biotoper i kraftledningsgator – en studie av Svenska Kraftnäts stamledningsnät i Sverige. *Meddelande* 2008:4.
- Mason, C.F. & Macdonald, S.M. 2002. Responses of ground flora to coppice management in an English woodland – a study using permanent quadrats. *Biodiversity and Conservation* 11:1773-1789.
- McEvoy, P.M. & McAdam, J.H. 2002. Coppice management and biodiversity enhancement. An investigation in Glenarm Woods, Co. Antrim. *Tearmann* 2002(2):39-52.
- Montes, F., Cañellas, I., del Río, M., Calama, R. & Montero, G. 2004. The effects of thinning on the structural diversity of coppice forests. *Annals of Forest Science* 61:771-779.
- Munguira, M. L. & Thomas, J. A. 1992. Use of road verges by butterfly and burnet populations, and the effect of roads on adult dispersal and mortality. *Journal of Applied Ecology* 29:316-329.
- Nelson Brown, R. & Sawyer, C. D. 2012. Plant species diversity of highway roadsides in southern New England. *Northeastern Naturalist* 19(1):25-42.
- Noordijk, J., Delille, K., Schaffers, A. P. & Sýkora, K. V. 2009. Optimizing grassland management for flower-visiting insects in roadside verges. *Biological Conservation* 142:2097-2103.
- Noordijk, J., Raemakers, I., Schaffers, A., de Nijs, L., Gleichman, M. & Sykora, K. 2006. Kansen voor geleedpotigen in bermen – acht jaar onderzoek langs de weg. *Entomologische Berichten* 66(6):166-173.
- Noordijk, J., Schaffers, A. P. & Sykora, K. V. 2008. Diversity of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) in roadside verges with grey hair-grass vegetation. *European Journal of Entomology* 105:257-265.
- Noordijk, J., Schaffers, A. P., Heijerman, T., Boer, P., Gleichman, M. & Sýkora, K. V. 2010. Effects of vegetation management by mowing on ground-dwelling arthropods. *Ecological Engineering* 36:740-750.
- Olsson, R. 2008. Mångfaldsmarker. Naturbetesmarker – en värdefull resurs. Centrum för biologisk mångfald, SLU.
- Ottosson, M., Lennartsson, T. & Svensson, R. 2012. Nya vägar till artrikedom. CBM:s skriftserie 66, Centrum för biologisk mångfald, SLU.
- Paczkowska, M. m.fl. 2006. Die Rolle des Pappelgeruchs für Schmetterlinge am Waldrand. *Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent.* 15:213-217.
- Peverieri, G.S., Skorupski, M., Liguori, M. & Roversi, P.F. 2008. Gamasida soil mite communities in a beech forest (*Fagus sylvatica* L.) of central Italy. *Redia* 91:25-31.
- Pihlgren, A., Berg, Å., Glimskär, A. & Marklund, L. 2010. Kärlväxter och fjärilar i betesmarker och slåtterängar med och utan miljöersättning – utvärdering via NILS. Arbetsrapport 291 2010. Institutionen för skoglig resurshushållning, SLU.

- Pradella, C., Obrist, M.K., Duelli, P., Conedera, M. & Moretti, M. 2010. Coleotteri (Cerambycidae, Buprestidae, Lucanidae, Cetoniidae) del legno morto nei castagnetti della Svizzera sudalpina – Sintesi dei risultati di tre studi. Bollettino della Società ticinese di Scienze naturali 98:35-44.
- Prescott, T. & Stubbs, A. 2009. Scottish Lepidoptera associated with aspen. Sid. 12-14 i: Parrott, J. & MacKenzie, N. (red.) Aspen in Scotland: biodiversity and management. Proceedings of a conference held in Boat of Garden, Scotland, 3-4 October 2008. Highland Aspen Group.
- Rea, R. V., Child, K. N., Spata, D. P. & MacDonald, D. 2010. Road and rail side vegetation management implications of habitat use by moose relative to brush cutting season. Environmental Management 46:101-109.
- Reddersen, J. & Petersen, I.K. 2004. Energipil som ynglehabitat for fugle i et dansk landbrugslandskab. Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 98:21-32.
- Reddersen, J. 2001. SRC-willow (*Salix viminalis*) as a resource for flower-visiting insects. Biomass and Bioenergy 20:171-179.
- Riffell, S., Verschuyt, J., Miller, D. & Wigley, T. B. 2011. A meta-analysis of bird and mammal response to short-rotation woody crops. Global Change Biology Bioenergy 3:313-321.
- Riondato, R., Colpi, C. & del Favero, R. 2005. Indicatori di biodiversità in ostriro-querzeti cedui di diversa età sui colli euganei (PD). L'Italia Forestale e Montana 2005(4):405-427.
- Romane, F., Gondard, H., Grandjanny, M., Grossmann, A., Renaux, A. & Shater, Z. 2001. Measuring and managing plant species diversity in the chestnut (*Castanea sativa* Mill.) ecosystems of the Cevennes. Forest Snow and Landscape Research 76(3):493-497.
- Rosef, L. & Bele, B. 2008. Management strategies to reduce regrowth species and increase biodiversity in semi-natural grasslands in central Norway. Sid. 159-161 i: Hopkins, A., Gustafsson, T., Bertilsson, J., Dalin, G., Nilsson-Linde, N. & Spörndly, E. Biodiversity and animal feed: future challenges for grassland production. Proceedings of the 22nd General Meeting of the European Grassland Federation, Uppsala, Sweden, 9-12 June 2008
- Rotheray, E. 2009. The ecology and conservation of the aspen hoverfly. Sid. 12-14 i: Parrott, J. & MacKenzie, N. (red.) Aspen in Scotland: biodiversity and management. Proceedings of a conference held in Boat of Garden, Scotland, 3-4 October 2008. Highland Aspen Group.
- Rowe, R.L., Hanley, M.E., Goulson, D., Clarke, D.J., Doncaster, C.P. & Taylor, G. 2011. Potential benefits of commercial willow short rotation coppice (SRC) for farm-scale plant and invertebrate communities in the agri-environment. Biomass and Bioenergy 35:325-336.
- Rowe, R.L., Street, N.R. & Taylor, G. 2009. Identifying potential environmental impacts of large-scale deployment of dedicated bioenergy crops in the UK. Renewable & Sustainable Energy Reviews 13:271-290.
- Runesson, K. 2012. Vegetation och flora i vägkanter – effekter av olika metoder för skötsel och underhåll. CBM:s skriftserie 63. Centrum för biologisk mångfald, SLU.
- Rushton, S. P., Eyre, M. D. & Luff, M. L. 1990. The effects of scrub management on the ground beetles of oolitic limestone grassland at Castor Hanglands National Nature Reserve, Cambridgeshire, UK. Biological Conservation 51:97-111.

- Sage, R., Waltola, G., Cunningham, M. & Bishop, J. 2008. Headlands around SRC plantations have a potential to provide new habitats for plants and butterflies on farmland. *Biomass and Energy Crops III. Aspects of Applied Biology* 90:303-309.
- Schaffers, A. P. 2000. Ecology of roadside plant communities. PhD thesis, Wageningen University, Wageningen, Netherlands.
- Schardt, M., Burger, F. & Blick, T. 2008. Ökologischer Vergleich der Spinnenfauna (Arachnida: Araneae) von Energiewäldern und Ackerland. *Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie* 16:131-136.
- Schlick-Steiner, B.C., Steiner, F.M. & Steiner, H.M. 2005. Effect of extensification of coppice management on Central European ant assemblages (Hymenoptera: Formicidae). *Entomologia Generalis* 28(1):23-37.
- Schulz, U., Brauner, O. & Gruss, H. 2009. Animal diversity on short-rotation coppices – a review. *Landbauforschung (Volkenrode)* 59(3):171-182.
- Spitzer, L., Konvicka, M., Benes, J., Tropek, R., Tuf, I. H. & Tufova, J. 2008. Does closure of traditionally managed open woodlands threaten epigeic invertebrates? Effects of coppicing and high deer densities. *Biological Conservation* 141:827-837.
- Stajic, B., Zlatanov, T., Velichkov, I., Dubravac, T. & Trajkov, P. 2009. Past and recent coppice forest management in some regions of south eastern Europe. *Silva Balcanica* 10(1):9-19.
- Steffan-Dewenter, I. & Leschke, K. 2003. Effects of habitat management on vegetation and above-ground nesting bees and wasps of orchard meadows in Central Europe. *Biodiversity and Conservation* 12:1953-1968.
- Stenmark, M. 2012. Infrastrukturens gräs- och buskmarker. Rapport 2012:36, Jordbruksverket.
- Streitberger, M., Hermann, G., Kraus, W. & Fartmann, T. 2012. Modern forest management and the decline of the woodland brown (*Lopinga achine*) in central Europe. *Forest Ecology and Management* 269:239-248.
- Suominen, O., Edenius, L., Ericsson, G. & de Rios, V. R. 2003. Gastropod diversity in aspen stands in coastal northern Sweden. *Forest Ecology and Management* 175:403-412.
- Svenska Kraftnät 2010. Avverkning av kantträd och underhållsröjning. Faktablad. Svenska Kraftnät, Sundbyberg.
- Svenska Kraftnät 2013. Biologisk mångfald i våra ledningsgator. Faktablad. Svenska Kraftnät, Sundbyberg.
- Svensson, R. 2010. Biologisk mångfald i kraftledningsgator. Botanisk uppföljning 2002-2010.
- Svensson, R., Berg, Å. & Ahrné, K. 2012. Dagfjärilar och blommande växter i kraftledningsgator och naturbetesmarker. CBM:s skriftserie 71, CBM, SLU.
- Söderström, B., Svensson, B., Vessby, K. & Glimskär, A. 2001. Plants, insects and birds in seminatural pastures in relation to local habitat and landscape factors. *Biodiversity and Conservation* 10:1839-1863.
- Tikka, P. M., Högmander, H. & Koski, P. S. 2001. Road and railway verges serve as dispersal corridors for grassland plants. *Landscape Ecology* 16:659-666.
- Trafikverket 2011. Växtlighet i vägmiljö. Praktiska råd. Publikation 2011:140. Trafikverket.
- Treiber, R. 2002. Mittelwaldnutzung – Grundlage der Vegetationsdynamik und Artenvielfalt in Wäldern der südeuropäischen Hardt. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 34(11):334-345.

- Treiber, R. 2003. Genutzte Mittelwälder – Zentren der Artenvielfalt für Tagfalter und Widderchen im Südeßs. Naturschutz und Landschaftsplanung 35(1):50-63.
- Tullus, A., Rytter, L., Tullus, T., Weih, M. & Tullus, H. 2012. Short-rotation forestry with hybrid aspen (*Populus tremula* L. x *P. tremuloides* Michx.) in Northern Europe. Scandinavian Journal of Forest Research 27:10-29.
- Tullus, T., Tullus, A., Roosaluuste, E., Kaasik, A., Lutter, R. & Tullus, H. 2013. Understorey vegetation in young naturally regenerated and planted birch (*Betula* spp.) stands on abandoned agricultural land. New Forests 44:591-611.
- Vacik, H., Zlatanov, T., Trajkov, P. & Dekanic, S. 2009. Role of coppice forests in maintaining forest biodiversity. Silva Balcanica 10(1):35-45.
- Valtonen, A., Saarinen, K. & Jantunen, J. 2006. Effect of different mowing regimes on butterflies and diurnal moths on road verges. Animal Biodiversity and Conservation 29:133-148.
- Valtonen, A., Saarinen, K. & Jantunen, J. 20057. Intersection reservations as habitats for meadow butterflies and diurnal moths: Guidelines for planning and management. Landscape and Urban Planning 79:201-209.
- van Achterberg, K. 2007. Geriefhoutbosjes: hotspots voor sluipwespen. Entomologische Berichten 67(6):204-208.
- van Calster, H., Baeten, L., de Schrijver, A., de Keersmaecker, L., Rogister, J. E., Verheyen, K. & Hermy, M. 2007. Management driven changes (1967-2005) in soil acidity and the understorey plant community following conversion of a coppice-with-standards forest. Forest Ecology and Management 241:258-271.
- van Calster, H., Baeten, L., Verheyen, K., de Keersmaecker, L., Dekeyser, S., Rogister, J. E. & Hermy, M. 2008b. Diverging effects of overstorey conversion scenarios on the understorey vegetation in a former coppice-with-standards forest. Forest Ecology and Management 256:519-528.
- van Calster, H., Endels, P., Antonio, K., Verheyen, K. & Hermy, M. 2008a. Coppice management effects on experimentally established populations of three herbaceous layer woodland species. Biological Conservation 141:2641-2652.
- Weih, M., Karacic, A., Munkert, H., Verwijst, T. & Diekmann, M. 2003. Influence of young poplar stands on floristic diversity in agricultural landscapes. Basic and Applied Ecology 4:149-156.
- Wikars, L.-O. & Hedenås, H. 2010. Åtgärdsprogram för hotade arter på asp i Norrland 2010-2014. Rapport 6393, Naturvårdsverket.
- Vliegthart, A. 2011. Bosparelmoervlinder keert terug in het hakhout. Vlinders 2011(3):12-13.
- Wynhoff, I., van Gestel, R., van Swaay, C. & van Langevelde, F. 2011. Not only the butterflies: managing ants on road verges to benefit *Phengaris (Maculinea)* butterflies. Journal of Insect Conservation 15:189-206.
- Öckinger, E., Eriksson, A. K. & Smith, H. G. 2006. Effects of grassland abandonment, restoration and management on butterflies and vascular plants. Biological Conservation 133:291-300.



## 13. Kulturmiljöaspekter

Knappast någon studie har gjorts under de senaste decennierna vad beträffar slytäkt specifikt och dess positiva och negativa effekter kulturmiljövården. Däremot kan man med ledning av kunskap som och tagits fram av kulturmiljövården, naturvården och skogsbruket bilda sig en grov uppfattning av hur dessa sammanhang kan se ut. Internationellt finns det också mycket material som indirekt kan ge information om hur slytäkt skulle kunna påverka kulturmiljövårdena, se Emanuelsson (2019). För svenska förhållanden se Tunon & Dahlström (2010) , Dalström (2013). Wissman et al (2013). ger en viss översikt hur man förhåller sig till sly i några EU-länder. Sarlöv-Herlin (2012) ger också inblickar i detta fält utifrån ett engelskt perspektiv. Omfattande diskussioner om olika biotoper med slyinslag och deras historiska bakgrund ger (t ex i Rackham 1996) i åtskilliga arbeten samt för svenska förhållanden Ekstam och Forshed (1996).

Inledningsvis skall också sägas att kulturmiljövården är ett mycket vitt fält. Traditionellt har kulturminnesvård och fornvård sett som synonyma med vård av fasta fornlämningar och kulturhistoriskt intressanta byggnader. Succesivt har begreppet kulturmiljövård kommit att användas allt mer. Likaså begreppet kulturarv. Med dessa nya begrepp har en rad andra företeelser kommit att uppmärksammas. Också landskap som helhet har blivit allt mer intressanta för kulturmiljövården. Begreppet kulturarv var länge också förbehållet ”döda ting” i landskapet. Det **biologiska** kulturarvet är ett tämligen nytt begrepp. Med detta begrepp åsyftar man att levande organismer t ex träd kan ha ett kulturhistoriskt värde, t o m en betesmark kan vara ett biologiskt kulturarv.

Kulturarvet kan alltså både vara ”döda” och levande företeelser. Avsevärda skillnader finns när det gäller att i slytäktsammanhang förhålla sig till olika former av kulturarv.

### 13.1 Slytäktens positiva effekt på kulturmiljön

Sly är i många sammanhang något man inte önskar ur ett kulturmiljöperspektiv. Sedan mycket lång tid tillbaka, t o m sedan 1600-talet då Sverige fick sin första fornvårdslagstiftning, har det funnits en ambition att hålla borta sly från t ex gravhögar och runt runstenar. På 1960- och 70-talen gjordes omfattande ”landskapsvårdssinsatser” , med en blandning av motiv. Naturvård, kulturmiljövård, rena estetiska skäl samt rekreativa skäl angavs. Arbetena utfördes ofta som beredskapsarbeten. I olika former har sedan röjning av sly i landskapet varierat över tiden. Med tiden blev dock insatserna mer specificerade; naturvårdsskäl, kulturvårdsskäl och rekreativa skäl. Insatserna har ofta sammanfallit i tiden med perioder med hög arbetslöshet. Kulturobjekt som t ex gravfält och gravhögar har under långa perioder röjts från sly. Många ganska bortglömda objekt har röjts fram. Då sedan konstaterat att slyet kommer tillbaka har det varit vanligt att sätta in växtgifter för att döda de kvarvarande rötterna och socklarna. När så vedväxterna är borta har betesdjur, ofta får samt maskinliar regelbundet satts in. Trots detta finns det en mycket stor mängd objekt som pekats ut t ex i fornminnesinventeringar där man inte haft resurser till röjning och fortsatt vård. Många kulturmiljöobjekt i landskapet skulle bli betydligt mer synliga om mer slyröjning sattes in.

## 13.2 Sly som döljare och ibland förstörare av kulturmiljövärden

Som ovan sagts så döljer uppväxande sly en mycket stor andel av Sveriges fasta kulturlämningar. En annan nackdel med sly är att träden och buskarnas rötter i många fall hotar att skada t ex gravhögar.

Det finns alltså uppenbara skäl att röja sly i anslutning till fasta kulturlämningar i landskapet.

Dock återstår en hel del frågor om en återkommande slyröjning alltid är så positiv för kulturlämningarna. Den ”gamla” antikvariskt inriktade traditionen att helt utrota lignoserna i anslutning till kulturlämninarna och sedan med bete eller slätter sköta ytan, är kanske den bästa men samtidigt är denna metod mycket kostsam. Kan man hitta acceptabla metoder för återkommande slyröjning i anslutning till kulturlämningarna hade detta varit en vinst.

En mycket omfattande regelbunden slytäkt har sedan nästan tre decennier skett i anslutning till många stenmurar i odlingslandskapet. Detta har i varit ett villkor i flera sammanhang för att få olika former av miljöersättning i jordbruket. Huvuddelen av det röjda slyet har dock troligen aldrig kommit till någon nytta som t ex biobränsle. Ibland har det t o m lämnats på plats vilket varit huvudsakligen negativt ur ett biodiversitetsperspektiv. Sly hugget längs och i stenmurar borde kunna komma till mycket större nytta som biobränsle.

## 13.3 Slytäkt som kan ge mekaniska skador på kulturmiljön

Slytäkt är alltså mestadels i grunden en positiv företeelse i ett kulturmiljöperspektiv. Används större maskiner för att få bättre rationalitet och ekonomi vid slytäkt i anslutning till kulturlämningar finns dock en uppenbar risk att kulturlämningarna skadas. Vi ser denna problematik idag i stor skala i det normala kommersiella skogsbruket. Det är därför angeläget att ett praktiskt utvecklingsarbete startas som har som mål att hitta rationella slytäktsmetoder i anslutning till kulturmiljölämningar utan att skada dessa. Troligen är problemet ringa i anslutning till stenmurar. Ytterligare ett, närmast biologiskt problem finns i anslutning till ambitionen att hålla stenmurar fria från sly. Detta problem har att göra med att markägare ibland använder växtgifter för att långsiktigt bli av med sly man måste röja. Detta är inte positivt ur ett biodiversitetsperspektiv, och kan knappast heller vara önskvärt ur ett biologiskt kulturarvsperspektiv, då äldre stenmursskötsel alltid innefattade slyröjning. Eld har också traditionellt använts i detta sammanhang.

## 13.4 Sly eller liknande vegetation med kulturhistoriska värden

Det finns en rad olika traditionella sätt att hantera framförallt lövträd så att man kan få produkter av dessa utan att behöva döda dem, såsom fallet är med granar och tallar i Sverige. Man kan hugga många lövträd vid basen och de skjuter nya skott, man kan skörda löv och grenar på olika höjd över marken och karaktäristiska trädformer uppstår på detta sätt. Under de senaste årtiondena har man kommit att uppskatta dessa av människan formade träd mer och mer. De har ofta höga biologiska värden (se ovan), men de bär också på kulturhistoriska värden. De är en del av

vårt biologiska kulturarv. Detta kulturarv kan lätt förstöras snabbt om man hugger dem på ett sätt som inte överensstämmer med de metoder som använts när de formades. Detta kulturarv försvinner också långsamt och man inte fortsätter att sköta dem på det traditionella sätt som de formats.

Slytåkten i anslutning till traditionellt formade träd och buskar kan både bli ett hot och ett löfte. Stora vinster både biologiskt och kulturmiljömässigt finns att vinna om vår moderna slytåkt kan anpassas i relevanta fall så att dessa träd med dess karaktäristiska former kan överleva. Ofta är det heller inte bara själva träden och buskarna som sådana, som utgör kulturmiljön med dess biologiska och kulturhistoriska värden, marken kring dem ingår också.

Ett okänsligt skördande av denna typ av träd kan dock också spolia de kulturhistoriska värdena och ofta också de biologiska.

### **13.5 Sly i form av skottskogar och stubbskottsängar**

Skottskogar och stubbskottsängar är två former av traditionellt skötta markslag som innehåller stora biologiska och kulturhistoriska värden. Skottskogarna är väl beskrivna av Rackham (1996) och stubbskottsängarna av Emanuelsson (2009). I Sverige finns det mycket små rester kvar av dessa markslag trots att de har dominerat landskapet i vissa delar av landet. I Turkiet finns antagligen idag de största arealerna i ett nemoralt klimat kvar. I Rumänien finns också relativt stora arealer, men här liksom i flera andra östeuropeiska länder har hävden nyligen upphört på huvuddelen av arealen. I Sverige har flera studier gjorts av att anlägga dessa markslag på nytt som ett attraktivt inslag i tätortsnära områden. Både för att ta till vara stora värden internationellt och för att forma nya attraktiva rekreativmiljöer med produktion är det angeläget att få fram metoder som gör att man på ett rationellt sätt kan sköta stubbskottsängar och skottskogar, bl a för energiproduktionsändamål.

### **13.6 Slytåkt på hamlingsträd**

Hamlingsträd, d v s träd som används för lövfodertåkt har varit mycket vanliga i stora områden i Sverige. Sedan mitten av 1800-talet har bruket minskat och efter Andra världskriget har bruket kommit att begränsas till avgränsade områden i landskapet. Kring 1980 var det helt på väg att försvinna, men därefter har det kommit i allt större utsträckning att stimuleras med miljöersättningsmedel. Tyvärr är det inte så ofta de skördade grenarna används särskilt rationellt. Här finns alltså ytterligare en möjlighet för rationell slytåkt att bidra både till bevarandet av ett biologiskt kulturarv. Antagligen behövs nya bättre maskinlösningar för att hamlingsträden skall kunna öka i antal. I vissa situationer är de speciellt värdefulla. Det kan röra sig om mindre vägar där hamlade träd minskar risken för att vägkanterna drar vilt till sig med påföljande kollisionsrisk.

### **13.7 Slytåkt i reservat med oklara skötsel mål**

Det finns ett stort eftersatt skötselbehov i många av Sveriges naturreservat. Troligen skulle en rationell slytåkt i många av dessa vara av stort naturvårds- och kulturmiljövårdsvärde. Ett problem är dock att skötsel målen för många reservat är oklara. Vilken biologiska mångfald skall



gynnas? Detta hänger också samman med vilka aspekter av äldre markanvändning som skall framhävas. Här finns risk för konflikter vid ökad slytäkt om inte skötselmålen blir klarare.

## **13.8 Slytäkt som kan ha olika värden ur ett naturvårds- och kulturmiljöperspektiv**

Besläktat med den ovan beskrivna problematiken är konflikter som kan uppstå mellan kulturmiljömål och naturvårdsmål, om ökad slytäkt skall införas också rent generellt i landskapet. En parallell till denna konflikt är de konflikter som ibland har uppstått mellan kulturmiljövård och naturvård vid skötsel av alléer.

Ett exempel på detta är skötsel av områden med mycket hassel där en slytäkt är ett sätt att efterlikna den regelbundna hasselkäppskörd som tidigare förekommit. Däremot finns det ofta en strävan från naturvårdens sida att låta hasselkäpparna i buskarna självgallra och dö. Då uppstår död stående hasselved som har ett högt naturvärde och som ofta saknas i landskapet.

## **13.9 Slutsatser**

Sly har länge varit ett problem för den traditionella vården av fasta fornlämningar. Växtgifter och fårbete har använts för att permanent bli av med buskar och träd. Detta har alls icke räck till och idag är sly i detta sammanhang ett påtagligt problem. Kunnigt utförd slytäkt kunde här vara ett bra alternativ.

Slytäkt kan dock om den utförs med stora och tunga maskiner vara ett problem i kulturmiljösammanhang, likadant som det är ett problem i skogsbruket.

Många traditionellt skötta miljöer i kulturlandskapet skulle antagligen kunna skötas med en kunnigt inriktad slytäkt.

Oklara skötsel mål i många naturreservat kan bli ett problem om man vill satsa på naturvårdsinriktad slytäkt här, då olika delar av faunan och floran har olika preferenser i relation till buskar och träd. Likadant kan det finnas en risk för målkonflikter mellan naturvård och kulturmiljövård i vissa områden om ökad slytäkt sker här.

## **13.10 Litteratur**

Dahlström, A. 2013 Bondeskog Husbehovsbruk skapade varierade skogar. Historisk bakgrund, Riskantikvarieämbetet

Emanuelsson, U. 2009. The Rural Landscapes of Europe. How man has shaped European nature. Formas förlag. 383 pp.

Ekstam U. och Forshed, N. 1996. Äldre fodermarker. Naturvårdsverket. Stockholm.

Rackham, O. 1986. The history of the countryside. Dent. London.

Sarlöv Herlin, I. 2012. Landskap för mångbruk : erfarenheter från England  
Formas förlag

Tunón, H., Dahlström, A., 2010. Nycklar till kunskap. Om människans bruk av naturen. Centrum för biologisk mångfald, Uppsala. CBMs skriftserie nr 34 och Kungl. Skogs och lantbruksakademien, Stockholm.

Wissman,J., Berg,Å., Ahnström,J., Wikström,J. & Hasund,K,P 2012 Hur kan Landsbygdsprogrammets miljöersättningar förbättras? Erfarenheter från andra länder Jordbruksverket Rapport 2012:24

## 14 Legala aspekter

### 14.1 Inledning

Syftet med denna delstudie är att ur ett rättsligt perspektiv identifiera vilka regler som kan komma att aktualiseras i samband med slytäkt inom ovan beskrivna områdeskategorier. I fokus för studien ligger att belysa vilka legala hinder som kan finnas mot ett uttag av landets slytillgångar. Studien är avgränsad till att studera miljörättsliga aspekter med koppling till det fysiska uttaget av sly och kommer endast i begränsad utsträckning att behandla mer civilrättsliga frågeställningar.

En mer landsomfattande slytäkt kan fylla flera olika syften; energipolitiska, sysselsättningspolitiska och rent estetiska. På många sätt kan slytäkt även sägas ligga i linje med principer om resurshushållning. I vissa områden kan slytäkt främja biologisk mångfald, samtidigt som det motsatta kan vara fallet i andra. Vilka regler som blir tillämpliga i samband med slytäkt styrs av flera olika faktorer. En sådan är *ägoslavag*, d.v.s. på vilken typ av mark som åtgärden planeras att vidtas? Om marken definieras som skogsmark blir t.ex. skogsvårdslagen som huvudregel tillämplig. En annan bestämmande faktor är om området i sig omfattas av *områdesspecifika föreskrifter* eller riktlinjer för markens användning, såsom reservatsföreskrifter, strandskydd eller kommunal planering. Ytterligare en faktor är *arten* av ingreppet. Om uttaget av sly kan bedömas få mer omfattande konsekvenser på naturmiljön kan detta i sig utlösa samrådsplikt, tillståndsplikt eller krav på att söka dispens – beroende på var åtgärden utförs. Här får syftet med och effekten av åtgärden relevans. Lagstiftningen är generellt mer tillåtande om syftet med åtgärden är naturvårdande skötsel. Dessa och andra faktorer samverkar vid fastställandet av vilka regler som aktualiseras i samband med slytäkt, varför det kan vara svårt att uttala sig generellt om de rättsliga förutsättningarna för uttag inom respektive områdeskategori. Faktorer i det enskilda fallet är med andra ord bestämmande för utfallet. Viss reglering kan dock mer tydligt kopplas till de angivna områdeskategorierna. Innan dessa behandlas kommer bestämmelser med mer generell tillämpbarhet för flera av områdeskategorierna att presenteras.

### 14.2 Mål om resurshushållning och bevarande av biologisk mångfald

Den svenska miljöpolitiken grundas på 16 av riksdagen fastställda miljökvalitetsmål.<sup>2</sup> Därtill finns ett övergripande miljömål – *Generationsmålet* – som anger utgångspunkt för miljöpolitiken: ”att till nästa generation lämna över ett samhälle där de stora miljöproblemen är lösta, utan att orsaka ökade miljö- och hälsoproblem utanför Sveriges gränser.”<sup>3</sup>

Flera av miljökvalitetsmålen har bäring på den form av slytäkt som har beskrivits ovan. Nämnas kan *Levande skogar*, *Ett rikt växt- och djurliv*, *Ett rikt odlingslandskap* samt *Begränsad*

---

<sup>2</sup> Se prop. 1997/98:145 angående de 15 första och prop. 2004/05:150 angående miljökvalitetsmål 16 om *Ett rikt växt- och djurliv*, som antogs senare.

<sup>3</sup> Prop. 2009/10:155 s. 21.

*klimatpåverkan*, där bl.a. en omställning till förnyelsebara energikällor anges utgöra en förutsättning för att kunna nå målet.<sup>4</sup>

Även om miljö kvalitetsmålen inte är rättsligt bindande har de koppling till rättssystemet. Miljöbalkens (MB) portalparagraf anger att målet för balken är en hållbar utveckling. Målet preciseras i fem punkter. Balken ska bl.a. tillämpas så att värdefulla natur- och kulturmiljöer vårdas, biologisk mångfald bevaras och mark, vatten och fysisk miljö i övrigt används så att en långsiktigt god hushållning tryggas. Delmålen är inte uttömmande och i förarbetena anges att de nationella miljö kvalitetsmålen kan tjäna som ytterligare ledning vad gäller bedömningen av vad en hållbar utveckling innebär.<sup>5</sup> Miljöbalkens bestämmelser syftar således till att nå målet, och delmålen, för en hållbar utveckling. Ett uttryck för detta är de allmänna hänsynsreglerna i 2 kapitlet MB, där det bl.a. framgår att förnyelsebara energikällor i första hand ska väljas framför andra.<sup>6</sup>

## 14.3 Allmänt om miljöbalken i samband med slytäkt

### 14.3.1 Miljöbalken som minimireglering

Miljöbalken utgör en minimilagstiftning. Med det menas att miljöbalkens bestämmelser om miljöskydd och naturvårdshänsyn anger den miniminivå som måste iakttas i samband med att verksamheter bedrivs och åtgärder vidtas.<sup>7</sup> Miljöbalken gäller som huvudregel parallellt med annan författning.<sup>8</sup> Om inte annat framgår uttryckligen gäller således miljöbalkens hänsynsregler även i de fall då en verksamhet eller en åtgärd regleras i annan lag.<sup>9</sup> I samband med åtgärder på skogsmark har brukaren således att beakta såväl skogsvårdslagen som miljöbalken.<sup>10</sup>

### 14.3.2 Allmänna hänsynsregler

I 2 kap. miljöbalken finns vissa allmänna kravregler om vad som måste iakttas när en verksamhet bedrivs eller en åtgärd vidtas. Kapitlets tillämpningsområde är mycket vitt och det är endast åtgärder som är av ”försumbar betydelse i det enskilda fallet” som faller vid sidan av.<sup>11</sup> Styrande är vilken effekt åtgärden har i förhållande till miljöbalkens mål. Har åtgärden endast marginell betydelse för människors hälsa eller miljön, är reglerna inte tillämpliga. Som exempel på

---

<sup>4</sup> Om miljö kvalitetsmålen, se vidare i ovan nämnda förarbeten samt på [www.miljomalen.se](http://www.miljomalen.se).

<sup>5</sup> Se prop. 1997/98:45, del II, s. 8. Om miljö kvalitetsmålens rättsliga status, se Forsberg, s. 22 ff. och där angivna källor.

<sup>6</sup> Se 2 kap. 5 § MB. Se vidare Michanek och Zetterberg, s. 120 ff.

<sup>7</sup> Miljöbalkens tillämpningsområde anges inte uttryckligen utan får utläsas av balkens bestämmelser, se prop. 1997/98:45, del I, s. 190 och s. 206 ff. Se även Michanek och Zetterberg, s. 99 ff.

<sup>8</sup> Prop. 1997/98:45, del I, s. 190 f. och prop. 1997/98:90 s. 241 ff.

<sup>9</sup> Se 1 kap. 3 § MB och prop. 1997/98:45, del I, s. 206. Vid konflikt mellan olika författningar finns vissa allmänna lagvalsprinciper (*lex superior*, *lex specialis* och *lex posterior*) till ledning för att avgöra vilken bestämmelse som blir tillämplig i det enskilda fallet. Vissa bestämmelser i balken har företräde framför konkurrerande lagstiftning såsom reglerna om biotopskydd (7 kap. 11 § MB) och Natura 2000-områden (7 kap. 27–29 b §§ MB), se t.ex. 4 § skogsvårdslagen.

<sup>10</sup> Se t.ex. HFD:s dom mål.nr. 5962-12. I målet behandlas inte frågan om förhållandet mellan skogsvårdslagen och miljöbalken uttryckligen, men som en utgångspunkt för domskälen anges att de allmänna hänsynsreglerna i 2 kap. MB också gäller verksamheter enligt skogsvårdslagen, se vidare Forsberg, avsnitt 4.3.

<sup>11</sup> Se 2 kap. 1 § 2 st MB. Observera att en motsvarande begränsning inte finns vad gäller begreppet ”verksamhet”. Tillämpningsområdet för 2 kap. MB sammanfaller i princip med balkens tillämpningsområde, se prop. 1997/98:45, del I, s. 205.

åtgärder som faller vid sidan av nämns i förarbetena semestersysselsättning och val av bostad, vilket som visar på det breda tillämpningsområdet.<sup>12</sup>

Vad som avses med ”verksamhet” eller ”åtgärd” framgår inte uttryckligen av balken. I förarbetena beskrivs en åtgärd vara av ”momentan art” i förhållande till vad som normalt avses med en verksamhet.<sup>13</sup> Skillnaden synes således ligga i varaktigheten. Om en företeelse pågår kontinuerligt eller är av återkommande karaktär, kan den med andra ord betraktas som en verksamhet enligt miljöbalkens terminologi.<sup>14</sup> Slytäkt, så som det har beskrivits i tidigare avsnitt, får mot denna bakgrund närmast betecknas som en verksamhet. Även om uttaget istället skulle betecknas som en åtgärd, faller det rimligen likväl inom ramen för 2 kapitlets vida tillämpningsområde.

Bevisbördan för att de allmänna hänsynsreglerna efterlevs ligger på verksamhetsutövaren.<sup>15</sup> Som en precisering av bevisbördan finns ett särskilt kunskapskrav i 2 kapitlet 2 § MB. Verksamhetsutövaren eller den som vidtar en åtgärd ska skaffa sig behövlig kunskap för att kunna skydda människors hälsa och miljön mot skada eller olägenhet. Därtill ska de begränsningar iakttas och försiktighetsmått vidtas som behövs för att motverka och förhindra sådana skador eller olägenheter.<sup>16</sup> Vid yrkesmässig verksamhet ska ”bästa möjliga teknik” användas.<sup>17</sup> Försiktighetsmåten ska vidtas så snart det finns skäl att anta att skada eller olägenhet kan uppstå för människors hälsa och miljö.<sup>18</sup>

För en verksamhet eller en åtgärd ska även en plats väljas som är lämplig för att nå ändamålet med verksamheten samtidigt som minsta intrång och olägenhet uppstår för människors hälsa och miljö.<sup>19</sup> De nämnda hänsynsreglerna ska iakttas i den utsträckning det inte är orimligt att uppfylla dem.<sup>20</sup> Någon ersättning utgår inte för de krav som ställs.<sup>21</sup>

### 14.3.3 Områdesskydd

Med stöd av 7 kapitlet MB kan olika typer av områdesskydd inrättas, t.ex. naturreservat och Natura 2000-områden. Även om slytäkt inte bedrivs inom ett sådant område bör uppmärksammas att hänsyn likväl kan behöva lämnas i anslutning därtill för att bevara skyddade värden. När det gäller Natura 2000-områden måste t.ex. tillstånd sökas för åtgärder som på ett betydande sätt kan påverka miljön i området, oaktat om åtgärden bedrivs inom eller utanför området.<sup>22</sup>

---

<sup>12</sup> Prop. 1997/98:45, del I, s. 205 och del II, s. 13.

<sup>13</sup> Se prop. 1997/98:45, del I, s. 205.

<sup>14</sup> Se Michanek och Zetterberg, Den svenska miljöretten, s. 100.

<sup>15</sup> Se 2 kap. 1 § MB.

<sup>16</sup> Se 2 kap. 3 § MB.

<sup>17</sup> Om begreppet ”bästa möjliga teknik”, se prop. 1997/98:45, del II, s. 16 ff. och Michanek och Zetterberg, s. 113 f.

<sup>18</sup> Se 2 kap. 3 § 2 st MB där den s.k. försiktighetsprincipen kommer till uttryck.

<sup>19</sup> Se 2 kap. 6 § MB. För att avgöra platsvalsfrågan ska även reglerna i 3 och 4 kap. MB om hushållning med mark- och vattenområden tillämpas.

<sup>20</sup> Se 2 kap. 7 § MB. Vidare om nämnda och andra hänsynsregler, se Michanek och Zetterberg, kap. 8.

<sup>21</sup> För att de allmänna hänsynsreglerna ska efterlevas får tillsynsmyndigheten med stöd av 26 kap. 9 § MB meddela de förelägganden och förbud som behövs.

<sup>22</sup> 7 kap. 28 a § MB.

#### 14.3.4 Artskyddsförordningen

I EU:s två naturvårdsdirektiv, fågelskyddsdirektivet och art- och habitatdirektivet,<sup>23</sup> finns omfattande krav på medlemsstaterna om skydd av arter och livsmiljöer. Den svenska implementeringen av artskyddet har främst skett genom artskyddsförordningen.<sup>24</sup> Enligt förordningen är det bl.a. förbjudet att *avsiktligt* störa vissa listade djur och fåglar.<sup>25</sup> Detta gäller särskilt under djurens parnings-, uppfödning-, övervintrings-, och flyttperioder. Vad det gäller kriteriet ”avsiktligt” är det emellertid tillräckligt med ett medvetet accepterande av effekterna av en åtgärd, d.v.s. att man inser att åtgärden stör men att man likväl väljer genomföra den.<sup>26</sup>

Det är heller inte tillåtet att skada eller förstöra djurens fortplantningsområden eller viloplats. Förbudet omfattar även en gradvis försämring av livsmiljöernas funktionalitet.<sup>27</sup> De nämnda förbuden är mycket komplexa att efterleva, då det närmast krävs artspecifika bedömningar för varje berörd art för att undvika konflikt med skyddet.<sup>28</sup> Likväl är det den som vidtar en åtgärd som har ett straffrättsligt ansvar för att tillse att reglerna efterlevs.<sup>29</sup>

#### 14.3.5 Samrådsanmälan

Som nämnts ovan har miljöbalkens kravregler ett mycket vitt tillämpningsområde. Alla de verksamheter och åtgärder som kan tänkas få betydelse för möjligheten att nå balkens mål kan och har dock inte förenats med tillstånds- eller anmälningsplikt. Detta vore vare sig lämpligt eller proportionerligt. För att ändå kunna fånga upp sådana aktiviteter som kan tänkas få en mer betydande påverkan på naturmiljön, men som inte omfattas av tillstånds- och anmälningsplikt enligt balken, finns en särskild regel om samrådsplikt. Sådana verksamheter eller åtgärder som *kan* komma att *väsentligt ändra naturmiljön* ska anmälas för samråd hos berörd tillsynsmyndighet.<sup>30</sup> Syftet med regeln är att göra tillsynsmyndigheten uppmärksam på planerade åtgärder för att vid behov kunna meddela de förelägganden som behövs för att begränsa eller motverka skada på naturmiljön.<sup>31</sup> En samrådsanmäld åtgärd får inte påbörjas förrän tidigast 6 veckor efter anmälan.

Slytäkt omfattas inte av balkens bestämmelser om tillstånds- eller anmälningsplikt. Intressant i sammanhanget blir därför att belysa frågan om slytäkt kan tänkas omfattas av kravet på samrådsplikt enligt 12 kapitlet 6 § MB.

---

<sup>23</sup> Se Rådets direktiv 79/409/EEG av den 2 april 1979 om bevarande av vilda fåglar och Rådets direktiv 92/43/EEG av den 21 maj 1992 om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter.

<sup>24</sup> SFS 2007:45. Artskyddsförordningen (AF) har antagits med stöd av 8 kap. 1 och 2 §§ MB.

<sup>25</sup> Se 4 § AF. De arter som omfattas av skyddet är de som listas i bilaga 1 till förordningen och alla vilda fåglar. Vad gäller skydd av växtarter, se 7 § AF.

<sup>26</sup> Se C-103/00.

<sup>27</sup> Se Vägledning om livsmiljödirektivet s. 41 och s. 46.

<sup>28</sup> Se vidare Forsberg, avsnitt 6.5.7. Även om dispens finns från förbuden är kriterierna för dispens mycket högt ställda, se 14 § AF.

<sup>29</sup> Se 29 kap. 2 b § MB.

<sup>30</sup> 12 kap. 6 § MB. Ifråga om skogsbruksåtgärder är Skogsstyrelsen tillsynsmyndighet enligt 26 kap. 3 § MB och 10 § miljötillsynsförordningen (2011:13). I annat fall är länsstyrelsen tillsynsmyndighet.

<sup>31</sup> Se prop. 1997/98:45, del I, s. 381 och del II, s. 150 f. Myndigheten får även förbjuda en verksamhet eller en åtgärd om möjliga försiktighetsåtgärder inte visar sig vara tillräckliga, se 12 kap. 6 § 4 st. MB.

Huruvida slyäkt kan komma att väsentligt ändra naturmiljön måste avgöras i det enskilda fallet, eftersom förutsättningarna skiljer sig åt från plats till plats. Enligt Naturvårdsverkets allmänna råd ska begreppet *naturmiljön* ges en vidsträckt betydelse, där även naturmiljön i tätortsnära områden omfattas.<sup>32</sup> Vad gäller rekvisitet *väsentlig förändring* av naturmiljön bör dels områdets känslighet och karaktär beaktas, och dels åtgärdens påverkan på området.<sup>33</sup> Om ett område innehåller höga naturvärden kan redan en liten åtgärd förändra naturmiljön väsentligt. Ett exempel på arbetsföretag som enligt förarbetena kan vara motiverat att samrådsanmäla är omförande av åkermark till skogsmark.<sup>34</sup> Detta innebär inte att ett sådant företag alltid kan komma att skada naturmiljön,<sup>35</sup> men av lagtexten framgår att redan *riskan* för en väsentlig förändring av naturmiljön är tillräcklig för att krav på samråd ska gälla. I tveksamma fall bör därför samråd ske, inte minst eftersom samrådsplikten är straffsanktionerad.<sup>36</sup>

Förutom den mer allmänna samrådsplikten i paragrafens första stycke, som beskrivits ovan, har Skogsstyrelsen och länsstyrelsen bemyndigats att meddela föreskrifter om att vissa slag av verksamheter och åtgärder *alltid* ska anmälas för samråd, då de typiskt sett kan medföra skada på naturmiljön.<sup>37</sup> Enligt Skogsstyrelsens föreskrifter ska:

*”Skogsbruksåtgärder i ett skogsområde som från en samlad bedömning av biotopens struktur, artinnehåll, historik och fysiska miljö har mycket höga naturvärden och har mycket stor betydelse för skogens flora och fauna och utgör eller kan förväntas utgöra livsmiljö för akut hotade, starkt hotade, sårbara eller nära hotade arter anmälas för samråd.”*<sup>38</sup>

Om slytäkt genomförs i en nyckelbiotop ska sålunda anmälan för samråd alltid ske till Skogsstyrelsen.

## 14.4 Allmänt om skogsvårdslagen i samband med slytäkt

Parallellt med miljöbalken gäller skogsvårdslagen. Skogsvårdslagen reglerar skötseln av skog genom bestämmelser om hur, var och när skötselåtgärder får vidtas liksom i vissa fall när sådana åtgärder *ska* vidtas.<sup>39</sup> En viktig begränsning vad gäller skogsvårdslagens föreskrifter om natur- och kulturhänsyn är att dessa inte får vara så ingripande att pågående markanvändning avsevärt försvåras.<sup>40</sup> Om mer omfattande naturvårdshänsyn krävs, får tillsynsmyndigheten istället använda sig av miljöbalkens bestämmelser.

---

<sup>32</sup> Däremot bör inte bebyggda tätortsmiljöer ingå, se NFS 2001:15. Se även Bengtsson m.fl., kommentar till 12 kap. 6 § MB.

<sup>33</sup> NFS 2001:15 och Bengtsson m.fl., kommentar till 12 kap. 6 § MB.

<sup>34</sup> Se prop. 1997/98:45, del II, s. 150.

<sup>35</sup> Se t.ex. MÖD 2008:38 där Miljööverdomstolen inte ansåg att länsstyrelsen visat att någon skada på naturmiljön kunde uppstå på den aktuella åkermarken genom plantering av gran.

<sup>36</sup> Se 29 kap. 4 § p. 1 g MB. Samrådsplikten anses dock vara fullgjord om Skogsstyrelsen underrättats om åtgärden i enlighet med skogsvårdslagen, se 6 § förordning (1998:904) om anmälan för samråd. Detsamma gäller om anmälan skett till länsstyrelsen i enlighet med gällande bestämmelser om jordbruksmark som tas ur jordbruksproduktion.

<sup>37</sup> Se 12 kap. 6 § 2 st MB där regeringen eller den myndighet regeringen bestämmer bemyndigas att peka ut dessa typer av verksamheter. I 7 § förordning (1998:904) om anmälan för samråd anges dessa myndigheter vara länsstyrelsen och Skogsstyrelsen.

<sup>38</sup> 4 § SKSFS 2013:3. De uppräknade kriterierna motsvarar de för nyckelbiotoper.

<sup>39</sup> Under vissa omständigheter *ska* t.ex. ny skog anläggas, se om reproduktionsplikten i 5 § skogsvårdslagen.

<sup>40</sup> Begränsningen följer som en konsekvens av äganderättens reglering i 2 kap. 15 § regeringsformen. Enligt grundlagsbestämmelsen har markägare rätt till ersättning om det allmänna inskränker pågående markanvändning i

För uttag av skogsbränsle och avverkning omfattande minst 0,5 hektar krävs som huvudregel att en anmälan sker till Skogsstyrelsen.<sup>41</sup> Anmälningsplikten omfattar inte röjning och gallring av skog som främjar skogens utveckling.<sup>42</sup>

## 14.5 Slytäkt i kantzoner och i småbiotoper på jordbruksmark

### 14.5.1 Biotopskyddsområden

I syfte att bevara särskilt skyddsvärda småbiotoper i natur- och kulturlandskapet finns möjlighet att med stöd av miljöbalken inrätta så kallade biotopskyddsområden.<sup>43</sup> Regeringen får fatta beslut om att alla biotoper av ett visst slag ska vara skyddade runt om i landet. Av bilaga 1 till förordningen om områdesskydd listas alla de små mark- och vattenområden som omfattas av biotopskydd.<sup>44</sup> Merparten av de listade biotoperna återfinns på jordbruksmark. Så är t.ex. alla åkerholmar, odlingsrösen och stenmurar i jordbruksmark skyddade genom förordningen.<sup>45</sup> Även källor, småvatten och våtmarker i jordbruksmark omfattas av skyddet.

Det är inte alltid möjligt att direkt i författningstext peka ut alla de småbiotoper som bör skyddas genom biotopskydd. För att även andra mindre lättdefinierade biotoper ska kunna ges ett likvärdigt skydd, ges Skogsstyrelsen, länsstyrelsen och kommunerna möjlighet att fatta beslut om biotopskyddsområden i enskilda fall.<sup>46</sup> Vilka typer av biotoper som på detta sätt får skyddas är begränsade till vissa av regeringen uppräknade.<sup>47</sup> Exempel på sådana särskilt skyddsvärda mark- och vattenområden är rik- och kalkkärr i jordbruksmark, ängar och naturbetesmarker. Det är endast mindre områden som kan skyddas genom biotopskyddsreglerna. Större områden får istället skyddas genom naturreservat.<sup>48</sup>

Inom biotopskyddsområden är det förbjudet att bedriva verksamhet eller vidta en åtgärd som kan skada naturmiljön.<sup>49</sup> Här omfattas normalt sett olika typer av arbetsföretag såsom avverkning och gallring.<sup>50</sup> I enskilda fall får dispens ges från förbudet, men bara om särskilda skäl föreligger.<sup>51</sup>

---

en sådan utsträckning att den avsevärt försvåras. Eftersom hänsynsreglerna i skogsvårdslagen inte är kopplade till ersättningsrätt, får de heller inte vara så långtgående att markanvändning försvåras avsevärt.

<sup>41</sup> Se 14 § skogsvårdslagen och 15 § skogsvårdsförordningen. Om undantag från anmälningsplikten, se 3 kap. 11 § SKSFS 2014:2.

<sup>42</sup> 14 § skogsvårdslagen och 15 § skogsvårdsförordningen. Se även allmänna råd till 3 kap. 2 § SKSFS 2011:7 om den lägsta godtagbara nivån för virkesförrådet efter en avverkning genom röjning och gallring.

<sup>43</sup> Se 7 kap. 11 § MB.

<sup>44</sup> Se förordning 1998:1252 om områdesskydd enligt miljöbalken m.m.

<sup>45</sup> Skyddet för åkerholmar är begränsade till åkerholmar med en areal av högst 0,5 hektar.

<sup>46</sup> Se 7 kap. 11 § MB och 6, 7 respektive 7 a §§ förordningen om områdesskydd. Skogsstyrelsen fattar beslut om biotopskydd på mark som omfattas av skogsvårdslagen. På övrig mark fattar länsstyrelsen beslut. Sedan 2010 får även kommunen fatta beslut om biotopskydd, både på skogsmark och på övrig mark.

<sup>47</sup> Se bilaga 2 och 3 till förordningen om områdesskydd.

<sup>48</sup> Se prop. 1997/98:45 del II, s. 80.

<sup>49</sup> 7 kap. 11 § 2 st. MB. Överträdelse av förbudet är straffsanktionerat, se främst 29 kap. 2 och 2 a §§ MB.

<sup>50</sup> Se Bengtsson m.fl., kommentar till 7 kap. 11 § MB. Se även Michanek och Zetterberg, s. 213.

<sup>51</sup> 7 kap. 11 § 2 st. MB. Länsstyrelsen beslutar om dispens när skyddet har pekats ut generellt, se 5 § 2 st. förordningen om områdesskydd. I de fall skyddet pekats ut i enskilda fall, är det den myndighet eller kommun som har beslutat om skyddet som prövar dispensfrågan, se 7 kap. 11 § 2 st. MB.



Därtill får dispens endast ges om det är förenligt med förbudets syfte.<sup>52</sup> Enligt förarbetena innebär dispensförutsättningarna sammantaget att utrymmet för dispens bör tillämpas mycket restriktivt.<sup>53</sup>

Mot denna bakgrund synes utrymmet för dispens för slytäkt inom biotopskyddsområden vara mycket begränsat. Att avlägsna sly innebär dock inte alltid en skada på naturmiljön utan kan i vissa fall snarare vara till gagn för skyddsintressena. Vissa biotoper är t.o.m. i behov av skötselåtgärder för att de aktuella naturvärdena ska bestå.<sup>54</sup> Naturvårdande skötsel är därför tillåten enligt lagtexten, men får inte vidtas av vem som helst. På jordbruksmark är det länsstyrelsen som fattar beslut om de åtgärder som behövs för att vårda ett biotopskyddsområde.<sup>55</sup> Enligt förarbetena bör myndigheten lämpligast träffa avtal med markägaren eller brukaren om att denne, mot ersättning, utför önskad skötsel.<sup>56</sup>

### 14.5.2 Generell miljöhänsyn på jordbruksmark

I miljöbalken finns generella föreskrifter om den miljöhänsyn som ska tas i samband med jordbruk. Enligt 12 kapitlet 8 § MB får regeringen, eller den myndighet som regeringen bestämmer, meddela föreskrifter om den hänsyn som ska tas till natur- och kulturmiljövärden i samband med skötsel av jordbruksmark och ”annan markanvändning i jordbruket”.<sup>57</sup> Med annan markanvändning avses åtgärder i t.ex. åkerholmar, dikesrenar och skogsbyn.<sup>58</sup>

Av särskilt intresse för uttag av sly i småbiotoper på jordbruksmark är Jordbruksverkets föreskrifter om hänsyn till natur- och kulturvärden i jordbruket.<sup>59</sup> Enligt 6 § får anläggningar av buskar, som har stort värde för bevarandet av odlingslandskapets flora eller fauna, *inte skadas eller tas bort*. Sådana åtgärder är emellertid tillåtna om de utgör ”en naturlig del i vården och underhållet av den berörda växtligheten”.<sup>60</sup>

Föreskrifterna om miljöhänsyn i jordbruket är straffsanktionerade enligt 29 kapitlet 9 § p. 3 MB. Vid sidan av föreskrifterna enligt 12 kapitlet miljöbalken gäller även de allmänna hänsynsreglerna i 2 kapitlet miljöbalken liksom artskyddsförordningen.

---

<sup>52</sup> Se 7 kap. 26 § MB. Se även RÅ 1997 ref. 59. Se i sammanhanget föreslagna lagändringar om ökade möjligheter till dispens för åtgärder som ”underlättar för jordbruket”, prop. 2013/14:141. Syftet med slytäkt är emellertid inte att underlätta för jordbruket.

<sup>53</sup> Se prop. 1997/98:45, del II, s. 98 och prop. 2008/09:214 s. 134.

<sup>54</sup> Som exempel i förarbetena anges särskilt kulturpräglade biotoper i odlingslandskapet, se prop. 1997/98:45, del II, s. 81.

<sup>55</sup> Se 7 kap. 11 § 3 st. MB och 5 och 7 §§ förordningen om områdesskydd. I de fall då kommunen bildat biotopskyddsområdet är det istället kommunen som fattar beslut om skötselåtgärder, se 7 a § förordningen om områdesskydd.

<sup>56</sup> Se prop. 1997/98:45, del II, s. 81.

<sup>57</sup> Dessa föreskrifter får dock inte vara så ingripande att pågående markanvändning avsevärt försvåras.

<sup>58</sup> Se Bengtsson m.fl., kommentaren till 12 kap. 8 § MB.

<sup>59</sup> SJVFS 2006:7.

<sup>60</sup> Se 8 § SJVFS 2006:7.

## 14.6 Slytäkt på igenväxande åkermark, ängs- och betesmark samt i kantzoner mellan jordbruks- och skogsmark

### 14.6.1 Tillämplig lagstiftning

För att kunna bestämma vilka regler som är tillämpliga vid slytäkt på igenväxande åkermark och i kantzoner mellan jord- och skogsmark, måste först klarläggas till vilket markslag respektive område hör. Om kantzonen är att betrakta som skogsmark är skogsvårdslagen tillämplig med därtill hörande skötselregler. Om kantzonen istället är att hänföra till jordbruksmark finns som ovan nämnts särskilda skötselregler för jordbruket. Gränsdragningen gäller även för igenväxande åkermark, ängs- och betesmark. I båda fallen gäller samrådsregeln i 12 kapitlet 6 § MB och artskyddsförordningen parallellt.<sup>61</sup>

### 14.6.2 Skogsmark eller jordbruksmark?

Skogsvårdslagens tillämpningsområde är kopplat till vilken typ av mark, eller skog, som är för handen. Generellt gäller skogsvårdslagen för all *skogsmark*, men särskilda regler finns för produktiv skogsmark, skogliga impediment, fjällnära skog och ädellövskog. För lagens tillämpningsområde finns särskilda legaldefinitioner.

Med *skogsmark* avses enligt skogsvårdslagen ”mark inom ett sammanhängande område där träden har en höjd av mer än fem meter och där träd har en kronslutenhet av mer än tio procent eller har förutsättningar att nå denna höjd och kronslutenhet utan produktionshöjande åtgärder”.<sup>62</sup> Begreppet delas in i produktiv skogsmark och improduktiv skogsmark. *Produktiv skogsmark* definieras som “skogsmark som enligt vedertagna bedömningsgrunder kan producera i genomsnitt minst en kubikmeter virke per hektar och år”.<sup>63</sup> *Improduktiv skogsmark* är motsatsvis sådan skogsmark som inte är produktiv i lagens mening.

Sedan 2009 finns ett nytt markslag definierat i lagtexten; *träd- och buskmark*. Med sådan mark förstås mark inom ett sammanhängande område som inte faller under definitionen skogsmark och som uppfyller minst ett av tre uppräknade kriterier: 1, träden har en höjd av mer än fem meter och en kronslutenhet av mer än fem procent, 2, den sammanlagda täckningen av träd och buskar högre än 0,5 meter är minst tio procent eller 3, det finns förutsättningar att nå gränsvärdena i 1 eller 2 utan produktionshöjande åtgärder.<sup>64</sup> Improduktiv skogsmark och träd- och buskmark går under beteckningen *skogligt impediment*, för vilket det finns särskilda skyddsregler. På grund av impedimentens betydelse ur naturvårdssynpunkt, är det som huvudregel förbjudet att avverka och vidta andra skogsbruksåtgärder inom dessa områden.<sup>65</sup>

I och med de givna definitionerna har lagen ett mycket vitt tillämpningsområde. Även mark som i dagsläget inte bär skog, men som har förutsättningar att göra så, omfattas av lagens kravregler. Under vissa omständigheter, såsom när produktiv skogsmark ligger outnyttjad, måste t.ex. ny

---

<sup>61</sup> För en diskussion kring lagvalskonflikter, se Forsberg, avsnitt 4.3.

<sup>62</sup> Se 2 § skogsvårdslagen. Begreppet omdefinierades 2009, se prop. 2007/08:108 s. 34 ff.

<sup>63</sup> Se 2 § 1 st. 2 p. skogsvårdslagen.

<sup>64</sup> Se 2 § 3 st. skogsvårdslagen.

<sup>65</sup> Detta gäller om impedimenten är större än 0,1 ha, se 13 a § skogsvårdslagen.

skog anläggas.<sup>66</sup> De vida definitionerna innebär att även marker där annan markanvändning än skogsbruk önskas, omfattas av skötselreglerna. Så är fallet med jordbruksmark.<sup>67</sup> I syfte att begränsa tillämpningsområdet, och för att klargöra avgränsningen mot annan mark, finns därför vissa undantag.<sup>68</sup> Som skogsmark eller träd- och buskmark anses inte sådana områden där marken i väsentlig utsträckning *används för jordbruksändamål* eller för annat ändamål än att tillgodose intressen som kan hänföras till träden och vegetationen.<sup>69</sup> I de allmänna råden till skogsvårdslagen anges julgransodling och energiskogsodling som exempel på markanvändning för jordbruksändamål.<sup>70</sup>

I sammanhanget bör nämnas att frågan om vilket näringsfång slytäkt hör till blir relevant för att avgöra vilken typ av markanvändning som markägaren har "rätt" att bedriva, med mindre än att ersättning utgår om den hindras.<sup>71</sup> Enligt grundlagen har markägaren nämligen rätt till ersättning om *pågående* markanvändning avsevärt försvåras inom berörd del av fastighet.<sup>72</sup> Om slyuttag kan ses som ett normalt led i den nuvarande markanvändningen har markägaren således rätt till ersättning om uttaget avsevärt försvåras genom inskränkningar av det allmänna. Frågan blir särskilt aktuell vid ett mer kontinuerligt och aktivt uttag av sly på jordbruksmark, med t.ex. plantering av optimerade vegetationsalternativ. Av förarbetena till miljöbalken framgår att plantering av skog på jordbruksmark bör betraktas som ändrad markanvändning, samtidigt som nyodling av energiskog, med t.ex. poppel och salix, anses höra till näringsfånget jordbruk.<sup>73</sup> En konsekvens av att hänför slytäkt till jordbruk är att naturvärden riskerar att förädlas på dessa marker. En jämförelse kan här göras med intensivodling av skog på skogsmark, som enligt Michanek och Petterson bör betraktas som ändrad markanvändning för att undvika en förädlning av naturvärden.<sup>74</sup>

Av ovan framgår att gränsdragningen mellan jordbruksmark och skogsmark är avhängig *ett aktivt brukande* av jordbruksmarken. Om brukandet upphör kan passiviteten medföra att marken

---

<sup>66</sup> Den s.k. reproduktionsplikten är begränsad till att gälla produktiv skogsmark. Vad gäller mark som ligger outnyttjad finns undantag från skyldigheten att anlägga ny skog. Kravet gäller inte mark som p.g.a. särskilda förhållanden inte bör tas i anspråk för virkesproduktion, se 5 § 3 st. skogsvårdslagen. Om begränsningar av 5 § tillämpningsområde, se även 3 § skogsvårdslagen.

<sup>67</sup> Jordbruksmark definieras i miljöbalken som "sådan åkermark och betesmark som ingår i fastighet som är taxerad som lantbruksenhet", se 12 kap. 7 § MB. Med betesmark avses såväl kultiverad som naturlig betesmark, se Bengtsson m.fl., kommentaren till 12 kap. 7 § MB.

<sup>68</sup> Se vidare prop. 2007/08:108 s. 37.

<sup>69</sup> Se 2 a § skogsvårdslagen.

<sup>70</sup> Det sistnämnda exemplet under förutsättning att odlingen berättigar jordbruksstöd, se de allmänna råden till 2 a § skogsvårdslagen, SKSFS 2011:7.

<sup>71</sup> Frågan kan emellertid inte utredas närmare här.

<sup>72</sup> Se 2 kap. 15 § regeringsformen (RF). Grundlagen gör här en åtskillnad mellan inskränkningar p.g.a. naturvårdsskäl och miljöskyddsskäl. De senare omfattas inte av ersättningsrätten, se 2 kap. 15 § 3 st RF och Forsberg, s. 150 ff.

<sup>73</sup> Se prop. 1997/98:45, del I, s. 552 f. Se även RÅ 1996 ref. 56 där plantering av björkskog på tidigare åkermark inte ansågs utgöra ett led i pågående markanvändning. I fallet var fråga om förbud mot sådan plantering i syfte att vidmakthålla ett öppet odlingslandskap. Regeringsrätten upphävde emellertid länsstyrelsens förbud mot planteringen då det inte ansågs proportionerligt i förhållande till enskilda intressen i fallet. I sammanhanget beaktade domstolen risken för att marken likväl inte skulle kunna hållas öppen, utan bli bevuxen av skog genom okontrollerad självföryngring.

<sup>74</sup> Om intensivodling skulle betraktas som pågående markanvändning skulle begränsningarna av den, för att skydda områden med höga naturvärden, endast kunna ske om markägaren ersätts ekonomiskt, se Michanek och Petterson, s. 41 ff. Samma resonemang går att applicera på slytäkt på jordbruksmark.

istället blir att hänföra till skogsmark med därtill hörande kravregler.<sup>75</sup> En intressant dom i sammanhanget är MÖD 2005:49.<sup>76</sup> Fallet rörde en stenmur som markägaren ville riva. Huvudfrågan i målet var om stenmuren skulle anses ligga på jordbruksmark, och därför omfattas av biotopskyddsbestämmelserna, eller på skogsmark, och därmed falla vid sidan av skyddet. Avgörande för frågan var om marken i väsentlig utsträckning kunde anses användas för annat ändamål än virkesproduktion, och då främst som åker, äng eller betesmark. Marken hade tidigare använts för bete, men betesdriften hade upphört sedan flera år tillbaka när förutsättningarna för jordbruksstöd ändrades. Då något bete inte längre bedrevs, med undantag för att ett fåtal får från grannfastigheten tidvis betade där, fann MÖD att det inte längre kunde anses som att marken användes för jordbruksändamål. Domstolen tog även fasta på att markägaren inte heller synes ha sådana avsikter för framtiden. Skogsvårdslagen ansågs därmed vara tillämplig och några hinder förelåg därför inte mot att avlägsna stenmuren.<sup>77</sup>

Praxis är emellertid inte entydig på området. I en nyligen avkunnad dom från MMÖD fann domstolen att tidigare jordbruksmark, som legat i träda sedan 1970-talet, fortfarande var att betrakta som jordbruksmark trots att den till viss del var beväxt med träd, buskar och sly.<sup>78</sup> Målet rörde intrångsersättning i samband med reservatsbildning och vid sådan ersättningsberäkning ska enligt domstolen den mest lukrativa användningen av marken, *inom ramen för begreppet pågående markanvändning*, ligga till grund för beräkningarna, vilket i det aktuella fallet bedömdes vara jordbruk. Vilka parametrar som låg till grund för domslutet att markanvändningen fortfarande var att betrakta som jordbruk och inte skogsbruk, framgår dock mindre tydligt. Ett skäl anges vara att marken genom ”enklare åtgärder” åter kunde fungera som betesmark.

När enklare åtgärder upphör att vara enkla är emellertid oklart. Man kan konstatera att det fortfarande finns en gråskala på området som lagstiftaren eller domstolen ännu inte har satt gränserna för.<sup>79</sup>

### 14.6.3 Hänsynsregler i kantzoner på skogsmark

Allmänna regler om skötsel av skogsmark gäller även i kantzoner. Så gäller exempelvis ett generellt förbud mot avverkning, skogsvårdsåtgärder och gödsling på *skogliga impediment* som är större än 0,1 hektar.<sup>80</sup> Under förutsättning att det inte förändrar naturmiljöns karaktär, får dock enstaka träd tas ned.

De flesta regler om natur- och kulturmiljöhänsyn framgår inte direkt av skogsvårdslagen utan av Skogsstyrelsens föreskrifter om generell miljöhänsyn under 30 § skogsvårdslagen. Föreskrifterna

---

<sup>75</sup> Se Michanek och Zetterberg, s. 240. I vissa fall krävs en anmälan till länsstyrelsen för att ta jordbruksmark ur produktion, se 12 kap. 9 § MB och 3 § förordningen (1998:915) om miljöhänsyn i jordbruket.

<sup>76</sup> MÖD står för Miljööverdomstolen, nuvarande Mark- och miljööverdomstolen (MMÖD).

<sup>77</sup> Även om definitionen av begreppet skogsmark och undantagen till begreppet har omformulerats sedan domen, visar rättsfallet på situationen med ett ändrat rättsläge när jordbruksmark genom upphörande av drift successivt omförs till skogsmark.

<sup>78</sup> MMÖD M 6093-13.

<sup>79</sup> Jfr i sammanhanget Michanek och Pettersson angående näringstillhörighet för intensivodling av skog, s. 43 ff.

<sup>80</sup> 13 a § skogsvårdslagen.

gäller vid all skötsel av skog och således även i samband med slyuttag.<sup>81</sup> I det följande ges exempel på hänsynsregler som kan komma att aktualiseras i samband med slytäkt i kantzoner.

Vid all skötsel av skog ska skador i och invid *hänsynskrävande biotoper* förhindras eller begränsas.<sup>82</sup> Som exempel på hänsynskrävande biotoper anges i Skogsstyrelsens allmänna råd ”brynmiljöer i anslutning till öppen jordbruksmark”.<sup>83</sup> Av föreskrifterna framgår även att det vid all avverkning ska lämnas vissa buskar och träd.<sup>84</sup> Exempel på träd och buskar som bör lämnas kvar är idegran och hagtorn.<sup>85</sup>

Att beakta i samband med slytäkt i kantzoner mellan skogs- och jordbruksmark är även reglerna om *skyddszoner*. Enligt Skogsstyrelsens föreskrifter ska skyddszoner med träd och buskar lämnas vid skötsel av skog med hänsyn till bl.a. växt- och djurliv, vattenkvalitet och landskapsbild.<sup>86</sup> Med skyddszoner avses ”ett område som behövs för att förhindra eller begränsa skadlig inverkan på angränsande miljöer vid skötsel av skog”.<sup>87</sup> Regeln kan tänkas bli särskilt relevant där slytäkt bedrivs i anslutning till kalavverkad skogsmark. Med andra ord bör slytäkt undvikas om den innebär att tidigare tagen naturvårdshänsyn i samband med avverkning avlägsnas.

Även om brynmiljöer i anslutning till öppen jordbruksmark anges vara en hänsynskrävande biotop, där skador ska förhindras eller begränsas, framgår av de allmänna råden till föreskrifterna om skyddszoner att *utvecklande av miljövärden* får ske i anslutning till jordbruksmark. Detta kan bl.a. ske genom röjning och gallring för att släppa in ljus. Lövträd, grova träd samt bärande träd och buskar bör dock gynnas enligt råden. I sammanhanget kan nämnas att trädslag som är naturligt förekommande på växtplatsen ska behållas och ges förutsättningar att utvecklas väl.<sup>88</sup> Sådana trädslag kan ökas genom att ”utnyttja och vårda befintliga uppslag av föryngring”, särskilt i zoner mot impediment, jordbruksmark och bebyggelse.<sup>89</sup>

Sammantaget synes föreskrifterna ge uttryck för att endast ett selektivt uttag av sly kan göras i kantzonerna mellan skogs- och jordbruksmark. Enligt skogsvårdslagen krävs dock ingen anmälan för att röja eller gallra sly.<sup>90</sup> Emellertid krävs en anmälan för samråd enligt 12 kap. 6 § miljöbalken, om uttaget medför att naturmiljön kan komma att väsentligen förändras. Detta är främst fallet när uttaget sker i nyckelbiotoper.<sup>91</sup> Eftersom miljöbalken är parallellt tillämplig gäller även 2 kapitlet miljöbalken<sup>92</sup> och artskyddsförordningen, som kan ses som en precisering

---

<sup>81</sup> 7 kap. 1 § SKSFS 2011:7. Som tidigare nämnts får föreskrifterna inte få vara så långtgående att pågående markanvändning avsevärt försvåras, se 30 § skogsvårdslagen.

<sup>82</sup> Detsamma gäller kulturmiljöer och kulturlämningar i skogen, se 7 kap. 17 § SKSFS 2011:7.

<sup>83</sup> Ett annat exempel är ”igenvuxna hagmarker och lövängar som varit trädbevuxna under flera trädgenerationer, se allmänna råd till 7 kap. 17 § SKSFS 2011:7.

<sup>84</sup> Se 7 kap. 8 § SKSFS 2011:7.

<sup>85</sup> Se allmänna råd till 7 kap. 8 § SKSFS 2011:7.

<sup>86</sup> Se 7 kap. 21 § SKSFS 2011:7.

<sup>87</sup> Se 7 kap. 20 § SKSFS 2011:7.

<sup>88</sup> Se 7 kap. 7 § SKSFS 2011:7.

<sup>89</sup> Se allmänna råd till 7 kap. 7 § SKSFS 2011:7.

<sup>90</sup> Detta under förutsättning att inte uttaget utlöser anmälningsplikten enligt 14 § skogsvårdslagen och 15 § skogsvårdsförordningen.

<sup>91</sup> Se ovan under avsnitt 14.3.5.

<sup>92</sup> Se en hänvisning härom i 7 kap. 3 § SKSFS 2011:7.

av 2 kapitlet MB.<sup>93</sup> Här ställer artskyddsförordningen betydligt högre krav än skogsvårdslagen. I Skogsstyrelsens föreskrifter under skogsvårdslagen anges att skador till följd av skogsbruksåtgärder ska *undvikas eller begränsas* för rödlistade arter i kategorierna akut hotade, starkt hotade, sårbara eller nära hotade.<sup>94</sup> I de allmänna råden anges även att vissa arter *bör* skyddas från störning under vissa angivna perioder. Enligt artskyddsförordningen är motsvarande skador och störningar i stort sett förbjudna.<sup>95</sup>

## 14.7 Slytäkt i järnvägsrenar

Sedan år 2006 arbetar Trafikverket med projektet *Trädsäkra järnvägar*.<sup>96</sup> Efter vissa strategiskt utvalda järnvägslinjer skapas skötselgator som sträcker sig 20 meter på var sida om spåret. Inom skötselgatorna avverkas träd som riskerar att falla över järnvägen eller kontaktledningar. Även sly röjs för att bl.a. minska risken för viltolyckor. Närmast spåret tas alla träd och buskar bort medan en låg buskvegetation succesivt sparas längre ut i skötselgatorna. Genom skötselgatorna skapas en mjukare övergång mellan järnvägen och omkringliggande skog, något som kan uppfattas som mer estetiskt tilltalande samtidigt som brynen kan gynna biologisk mångfald.

Att trädsäkra järnvägar ingår som ordinarie underhåll av järnvägar, men det finns inga specifika föreskrifter om att sådan trädsäkring och slyröjning *ska* ske. Det finns således ingen författning som kan komma att stå i konflikt med, och äga företräde framför, miljöbalken och skogsvårdslagen. Skötselgatorna ska därför skötas i enlighet med båda dessa lagstiftningar. I områden med höga natur- och kulturvärden tas också, enligt Trafikverket, särskild hänsyn, såsom att löv vid vatten lämnas, död ved sparas och högstubbar skapas.<sup>97</sup> Denna hänsyn utformas i samråd med berörd tillsynsmyndighet.

Då såväl miljöbalken och skogsvårdslagen är tillämpliga i samband med slyskörd i skötselgator längs med järnvägar, skiljer sig inte de miljörättsliga aspekterna åt mot vad som tidigare har framkommit ovan. Mer intressant i sammanhanget är istället de civilrättsliga aspekterna vad gäller främst åtkomst av mark för slyröjning. Även om dessa inte kommer att kunna beröras närmare här, kan kort nämnas att för markåtkomst ansöker Trafikverket om servitut genom lantmäteriförättning hos lantmäterimyndigheten.<sup>98</sup> Genom servitutsbildningen ges Trafikverket tillträde till marken för att vidta skötselåtgärder. Den faktiska underhållsröjningen av busk och sly sköts idag av entreprenörer som Trafikverket anlitar i öppen konkurrens.<sup>99</sup>

---

<sup>93</sup> Se MÖD 2013:13.

<sup>94</sup> Se 7 kap. 19 § SKSFS 2011:7.

<sup>95</sup> Se ovan under avsnitt 14.3.4.

<sup>96</sup> Se Trafikverkets hemsida; <http://www.trafikverket.se/Privat/Vagar-och-jarnvagar/Sa-skoter-vi-jarnvagar/Tradsakra-jarnvagar/Varfor-vi-tradsakrar/> (14-06-02).

<sup>97</sup> <http://www.trafikverket.se/Privat/Vagar-och-jarnvagar/Sa-skoter-vi-jarnvagar/Tradsakra-jarnvagar/Hur-vi-genomfor-tradsakringen/> (14-06-02).

<sup>98</sup> <http://www.trafikverket.se/Privat/Vagar-och-jarnvagar/Sa-skoter-vi-jarnvagar/Tradsakra-jarnvagar/Hur-vi-genomfor-tradsakringen/Markatkomst-genom-servitut/> (14-02-02).

<sup>99</sup> Övergripande om rollfördelningen beträffande drift och underhåll av järnvägar, se regeringens skrivelse 2012/13:19, s. 8.

## 14.8 Slytäkt i kraftledningsgator

Som ett led i att säkerställa att överföring av el sker på ett säkert sätt och utan driftsstörningar ska kraftledningsgator röjas från buskar och träd.<sup>100</sup> Svenska Kraftnät ansvarar för att underhålla det svenska stamnätet.<sup>101</sup> Underhållet sker genom att ledningsgatan (på skogsmark ”skogsgatan”) röjs vart åttonde år från högväxande träd och buskar.<sup>102</sup> Det är endast lågväxande buskar och träd såsom hassel och enar som lämnas kvar, under förutsättning att inte tillsynen och driften påverkas negativt. Utanför ledningsgatan, i sidoområden om 10 m, tas s.k. farliga träd ner, d.v.s. sådana träd som riskerar att falla över ledningen. Buskar lämnas emellertid kvar, vilket skapar goda livsmiljöer för vissa växt- och djurarter. Vid sidan av att dessa brynmiljöer skapas och sparas, tas även hänsyn till naturvärden genom att trädridåer sparas längs vattendrag och att tidpunkten för röjning och avverkning anpassas till växt- och djurlivet. Här kan jämföras med Skogsstyrelsens föreskrifter om skydds-zoner och artskyddsförordningens bestämmelser om att inte störa vissa arter och fåglar under viktiga livscykelperioder. I områden med höga natur- och kulturvärden utformas hänsynen i samråd med länsstyrelsen respektive Skogsstyrelsen.<sup>103</sup>

## 14.9 Slutsatser

Denna delstudie har syftat till att identifiera vilka hinder som lagstiftningen ställer upp mot slytäkt inom olika givna områdeskategorier. Studien visar att vilka rättsregler som kan komma att aktualiseras i samband med slytäkt varierar i stor utsträckning beroende på de givna förutsättningarna i det enskilda fallet. Utrymmet för uttag av sly är i hög grad avhängigt den aktuella växtplatsen. De offentligrättsliga begränsningar som finns syftar främst till att skydda biologisk mångfald. Där viktiga naturmiljövärden finns är också utrymmet för slyuttag i regel begränsat.

Vad gäller de ovan behandlade områdeskategorierna synes typiskt sett brynmiljöer mellan skogs- och jordbruksmark vålla störst problem för storskalig slytäkt. Dessa områden kan ofta erbjuda viktiga livsmiljöer för olika arter och skyddas därför särskilt av lagstiftningen. Enligt artskyddsförordningen är det förbjudet att skada eller förstöra fåglars och vissa listade djurs fortplantningsområden och viloplats, något som brynmiljöer ofta erbjuder. I Skogsstyrelsens allmänna råd pekas brynmiljöer i anslutning till öppen jordbruksmark ut som ett typexempel på en hänsynskrävande biotop, där skador ska förhindras eller begränsas.<sup>104</sup>

På jordbruksmark är annars många naturvärden kopplade till skötsel och hävd av marken. Att röja sly kan i vissa fall utgöra en förutsättning för att bevara dessa värden. Mot denna bakgrund är s.k. naturvårdande skötsel normalt tillåten i områden där det annars är förbjudet att vidta olika typer av arbetsföretag. Så är t.ex. fallet i åkerholmar och andra biotopskyddsområden, där

---

<sup>100</sup> Se 1 kap. 4 §, 3 kap. 1 § och 9 kap. 1 § ellagen (1997:857) som anger ett allmänt underhållsansvar. Mer detaljerade föreskrifter har, med stöd av lagen och förordningen (1957:601) om elektriska starkströms-anläggningar, antagits av Elsäkerhetsverket (de s.k. starkströmsföreskrifterna). Förordning 1957:601 ersattes år 2009 av starkströmsförordningen (2009).

<sup>101</sup> Se Underhållet i våra kraftledningsgator. Med stamnät avses kraftledningar med spänningsnivån 220 kV och 400 kV.

<sup>102</sup> Underhållet i våra kraftledningsgator.

<sup>103</sup> Underhållet i våra kraftledningsgator.

<sup>104</sup> Se allmänna råd till 7:17 SKSFS 2011:7.

röjning för naturvårdsändamål är tillåten så länge naturmiljön inte tar skada. Om skada *kan* uppkomma krävs emellertid dispens. Gränsdragningen mellan skötselåtgärder och åtgärder som kan skada naturmiljön blir här viktig, inte minst eftersom biotopskyddsreglerna är straffsanktionerade. Beslut om skötsel av biotopskydd fattas därför av behörig myndighet.

Mindre problematiskt ur ett miljörättsligt perspektiv är uttag av sly i kraftledningsgator. I dessa områden finns snarare ett underhållskrav på återkommande slyröjning.

I samband med exploatering av sly har utövaren ansvar för att all relevant lagstiftning efterlevs. Att i varje enskilt fall identifiera det legala utrymmet för slytäkt kan i sig innebära ett praktiskt problem för storskalig slytäkt, framförallt i en mer heterogen miljö där olika lagstiftningar kan tänkas bli tillämpliga. Även om det är svårt att dra generella slutsatser om vilka rättsregler som aktualiseras, listas nedan några allmänna hållpunkter som är särskilt viktiga att reflektera över när ett slyuttag planeras.

Att tänka på vid slytäkt:

- Härbärgerar området höga natur- och kulturmiljövärden? Ta reda på om särskilda föreskrifter finns som begränsar eller hindrar uttaget.
- Krävs en anmälan till berörd myndighet (avverkningsanmälan enligt skogsvårdslagen eller samrådsanmälan enligt 12 kap. 6 § MB) eller behöver dispens eller tillstånd sökas för uttaget enligt reglerna i 7 och 8 kap. MB?
- Är tidpunkten på året lämplig? Undvik slyuttag under känsliga perioder, såsom häckningsperioder.

Vid osäkerhet förordas i samtliga fall att kontakt tas med länsstyrelsen eller Skogsstyrelsen.



## 14.10 Referenser

### Offentligt tryck

Prop. 1972:111 angående regional utveckling och hushållning med mark och vatten

Prop. 1997/98:45 Miljöbalk. Del 1 och 2

Prop. 1997/98:90 Följdlagstiftning till miljöbalken m.m.

Prop. 2004/05:150 Svenska miljömål – ett gemensamt uppdrag

Prop. 2007/08:108 En skogspolitik i takt med tiden

Prop. 2008/09:214 Hållbart skydd av naturområden

Prop. 2009/10:155 Svenska miljömål – för ett effektivare miljöarbete

Prop. 2013/14:141 En svensk strategi för biologis mångfald och ekosystemtjänster

Regeringens skrivelse 2012/13:19 Utförande av drift och underhåll av järnväg

Vägledning av strikt skydd för djurarter av intresse för gemenskapen i enlighet med rådets direktiv 92/43/EEG om bevarande av livsmiljöer, Europeiska kommissionen, slutlig version, februari 2007

### Litteratur

Bengtsson, B., Bjällås, U., Rubensson, S., Strömberg, R., Miljöbalken. En kommentar, 1 januari 2013, Zeteo

Forsberg, M., Skogen som livsmiljö – En rättsvetenskaplig studie om skyddet för biologisk mångfald, Uppsala universitet 2012

Michanek, G., Pettersson, M. Rättsliga förutsättningar för intensivodling av skog. Faktaunderlag till MINT-utredningen, Working Paper 2010:8, Uppsala Faculty of Law

Michanek, G., Zetterberg, C., Den svenska miljöretten, uppl. 3, Iustus förlag 2012

### Rättsfall

#### *EU-domstolen*

C-103/00 Kommissionen mot Grekland [2002] ECR I-147539

#### *Högsta förvaltningsdomstolen*

HFD, Mål nr. 5962-12 (140214)

RÅ 1996 ref. 56

RÅ 1997 ref. 59

#### *Mark- och miljööverdomstolen*

MMÖD M 6093-13

MÖD 2013:13

MÖD 2008:38

MÖD 2005:49

Internetkällor

Underhållet i våra kraftledningsgator, Faktablad, Svenska Kraftnät (14-02-02);

[http://www.svk.se/Global/02\\_Press\\_Info/Pdf/Faktablad/Faktablad\\_Underhall\\_kraftgata\\_2012\\_03.pdf](http://www.svk.se/Global/02_Press_Info/Pdf/Faktablad/Faktablad_Underhall_kraftgata_2012_03.pdf)

## 15. Syntes av potential, hinder och möjligheter till mångfasetterade vinster

I projektet har vi försökt greppa och analysera hela hanteringskedjan från avverkningsteknik till leverans av slyflis vid värmeverk. Vi har ovan identifierat vad vi uppfattar vara kritiska frågor för att en mer omfattande skörd av sly skall kunna bli verklighet. Det måste finnas intressanta tillgångar inom rimliga avstånd till användare efter det att hänsyn tagits till olika typer av uttagsrestriktioner som kan finnas. Det kan handla om undantag som måste göras för miljöns skull och som till del regleras genom existerande lagstiftning. Det måste också finnas ett till andra energislag konkurrerande ekonomiskt netto för att ett företagande skall växa fram. I en sådan ekonomi kan finnas inslag av statliga miljöstöd, redan existerande röjningskostnader för väghållare, Trafikverket, kraftbolag och kommuner, kostnader som ej kan undvikas och som kan ge input i en ekonomisk kalkyl för slytäkt. Intäkter (indirekta) borde även kunna påräknas åtminstone initialt genom att markägaren inte kräver någon ersättning för skördat sly.

### 15.1 Potentialen

Vårt verktyg för att beräkna bruttotillgångarna har varit Riksskogstaxeringens databas. De bruttotillgångar som framräknats är betydande i jämförelse med andra icke fossila energislag och uppgår till ett energivärde på någonstans mellan 85 och 270 TWh beroende på hur man avgränsar uttaget t ex avstånd från åkerkant, väg, kraftledning in i angränsande skog. Dessa tal är kvantitet total biomassa. Redovisad bruttoenergi har ett medelfel på mindre än 10 %. En viss osäkerhet i redovisade tal föreligger alltså. Dessutom finns det i tätorternas grönområden sly med ett uppskattat energivärde på 15-20 TWh.

Det har inte varit möjligt att kvantifiera den realiserbara biomassan efter frånfall av miljöskäl, glesa tillgångar, för långa transportavstånd mm och ytterst en för svag ekonomisk kalkyl. En försiktig bedömning vid beaktande även av den fortgående årliga tillväxten är att man bör uthålligt kunna ta ut 5-10 TWh per år och att den största biomassan finns längs vägar och åkerkanter. Den geografiska fördelningen är förvånansvärt jämt fördelad över landet. Eftersom landskapet vuxit igen under många decennier finns det initialt naturligtvis möjlighet till betydligt större årliga uttag innan tillväxten börjar sätta gränser. De faktiska uttagen kommer i starten att begränsas av faktorer som möjlig kapacitetsutbyggnad och intresset att starta entreprenadverksamhet och riskvilligheten.

I en uttagssituation är det viktigt att kunna ta fram ett tillförlitligt material som visar tillgångarnas beskaffenhet vad avser rumslig fördelning, medelstam, beståndstäthet och transportvägar i förhållande till närmaste värmeverk. Sådana verktyg har vi som ovan redovisats inom projektet börjat utveckla i form av kalkylblad och matematiska modeller och andra ännu icke använda metoder kan finnas. Inom skogsbruket t ex används redan flygburen laserscanning som medger kvantifiering av tillgångarnas rumsliga fördelning och var de största koncentrationerna finns. Ännu har inte sådan metodik prövats för slytäktsändamål men bör fungera.

På ett motsvarande sätt behöver skördetekniken utvecklas för att uppnå större avverkningskapacitet i klenta bestånd. Sådana projekt finns och skulle påskyndas om en utbyggd

marknad kunde förutses. Det handlar dels om stamaccumulerande skördehuvuden, dels om teknik för skörd under samtidig framåtrörelse av skördeaggregatet. För att bärga mycket klena stammar (< 3 cm) torde en sådan utveckling vara direkt nödvändig. I bilaga xx redovisas två exempel på avverkning längs skogsbilvägar en i Krokombäcken i Jämtland och den andra i Rimbo i Uppland. Exempelen visar att det ekonomiska nettot kan bli högst olika, från nästan ett nollsummespel till ett netto på dryga 10 000 kr per km väg. Skillnaden beror till del på skillnader i beståndstäthet och medelstamdiameter längs vägen men i hög grad även på den skördeteknik som används. En slutsats är att en rimlig lönsamhet kan uppnås vid skörd i vägkanter. Då har hänsyn tagits även till t ex administrativa kostnader förutom de mer närliggande som skotning, flisning och transportarbete.

Att just börja slyskördandet längs vägkanter har även andra fördelar. Enligt skattningar via RT-ytorna är det närmare en halv miljon ha av väggkantzoner inom 5 meter från väggkant och närmare 300 000 ha av zoner med skog på avståndet 5 – 10 meter. Det betyder att 3,4 procent av den totala produktiva skogen i landet har fördel av att inte behöva dyra skotningstransporter ut till väg. En produktionsresurs vi alltså av åtminstone det skälet har anledning att ta vara på.

Våra beräkningar visar också att energiutbytet oftast är fullt godtagbart efter avräkning av insatt energi, vanligtvis i form av diesel till använda maskiner i hanteringskedjan. En insatt energienhet har genom sytemanalysen visat sig ge 20 enheter tillbaka.

Vi har funnit att slytillgångarna i och i anslutning till landets tätorter är av samma storleksordning som flera av de initialt identifierade områdeskategorierna. Vi har förvisso endast studerat två större tätorter men de personer vi där varit i kontakt med hävdar att det ser likadant ut i andra kommuner och tätorter och att man generellt har svårt att årligen hinna med att avverka vad som skulle behövas av bl a säkerhetsskäl vid vägar och motionsstråk. På grund av att man där ofta använder enkel manuell röjning har man nästan undantagslöst ett negativt ekonomiskt netto. Kommunala skattemedel på miljonbelopp får tillskjutas men behöver inte så vara om t ex mer rationell avverkningsteknik skulle användas.

*Bruttotillgången av sly i de olika områdeskategorierna måste således ses som högst påtaglig och därmed intressant att försöka tillgodogöra sig i omställningen till ett icke-fossilt-samhälle.*

## 15.2 Restriktioner som begränsar uttaget av sly

En rad faktorer begränsar det möjliga uttaget av sly. En sådan restriktion kan vara otillräcklig lönsamhet, vilken påverkas av materialtäthet i uttaget per ha, avverkningens medelstam, läget i förhållande till fångstmöjligheter i det nära grannskapet liksom läget relativt förbränningsanläggningar eller avverkningsteknik med för låg kapacitet. Det kan vara miljömässiga begränsningar i form av krav på orördhet för att inte äventyra platsens biologiska status. Restriktionerna kan även vara lagreglerade i skogsvårdslagen och miljöbalken. Restriktionerna avser således sådana effekter som påverkar lönsamheten, den biologiska mångfalden, begränsningar som regleras av olika lagar samt förhållanden som gäller människors upplevelser av olika miljöer. Problemet är att existerande information inte medger en kvantifiering av vilka kvantiteter sly som försvinner från den framräknade potentialen genom dessa restriktioner.

Riksskogstaxeringens observationer skulle dock till del kunna utnyttjas för att i grova drag skatta varje ytas lämplighet för slyfångst. Ett problem med att göra sådana bedömningar är att kraven/restriktionerna som måste ställas för att kunna räkna en viss yta som potentiellt möjlig för slyfångst är så många och i många fall överlappande.

Man kan sålunda inte enkelt enligt en osthyvelsprincip skära bort delmängder från den totala potentialen beroende på olika begränsningar, eftersom begränsningarna skär in i varandra, oklart hur. Var finns ytorna med grova stammar? På samma ytor som håller hög materialtäthet? Ofta men definitivt inte alltid. Var finns ytorna med avverkningsförbud? Var ska man iaktta miljöhänsyn och vilken specifik åtgärd bör vidtas på varje plats? Genom att korskora olika variabler för många RT-ytor skulle man teoretiskt sett kunna få en uppfattning om hur olika begränsande faktorer samvarierar. I praktiken fordras många ytor för att få fram statistiskt säkra resultat. Eftersom kantzoner utgör en mindre (men inte försumbar) andel av landytan, blir ytantalet en stark restriktion för nämnda korskörningar. Möjligheten att på detta sätt på nationell och regional nivå beräkna ett realistiskt slyuttag är således starkt begränsad.

För att nå rimligt säkra beräkningar av det möjliga uttaget av slybiomassa krävs en större upplösning i rummet än vad Riksskogstaxeringens data ger.

I avsnittet 7.3 som beskriver avverkningsystemets lämpliga uppbyggnad föreslås laserscanning av sammanhängande kantzoner för att därmed i en operativ planering erhålla kunskaper för bedöma slyfångstens tekniska/ekonomiska förutsättningar. En efterföljande bedömning av de avverkningsmässigt lämpade områdena skulle dels kunna ge underlag och vägledning för aktuella insatser dels ge statistiskt material för att så småningom skatta totala uttagsmöjligheter regionalt och för hela landet. Idag, utan sådan statistik, torde de restriktioner som härrör från mångfaldsaspekter respektive landskapsbild, ibland uttryckta som lagmässiga restriktioner, tillhöra den mest osäkra delen. I den operativa planeringen kan man tänka sig att laserscanning, kombinerat med någon typ av datoriserad bildtolkning och punktvisa insatser med manuell skattning i fält för kalibrering, som en lösning för att bestämma om en trakt är lämplig för slyfångst.

För att bestämma potentialen för slytäkt regionalt och nationellt är analyser liknande de som genomförts i här aktuellt projekt ett första steg, med andra ord skattningar på RT-ytor av volymer och medeldiametrar. Dessa analyser kombinerade med laserskattning kan ge potentialen före restriktioner för att bevara och utveckla biologisk mångfald respektive rekreationshänsyn. De två senare aspekterna som torde vara svårast att bestämma skulle kunna beaktas via specialstudier i ett mer begränsat material av kantzoner mm.

## 15.3 En väl genomarbetad plan för hela hanteringskedjan

För att uppnå ett i förväg villkorat ekonomiskt netto krävs en väl genomarbetad planering. Huvudaktör för sådan planering kan vara en avverkningsentreprenör men kan även vara en markägarkonstellation som sedan upphandlar avverkningsuppdraget, vilket kan innebära varierande omfång av hanterings- och förädlingskedjan involverande en eller flera aktörer.

Inom projektet har projektets systemanalytiker börjat utveckla ett planeringsverktyg (bilaga xxx. "Förslag på en simuleringsansats för skörd och hantering av sly") för praktiskt bruk.

Tillgångarna måste rumsligen identifieras och kvantifieras inom det avverkningsområde man avser verka inom. Här finns som redan nämnts betydligt mer att göra med modern digital och flygburen teknik.

Markägarna är oftast många inom slytäktsområdet och kontakterna och avtalen med dessa är bevisligen tidskrävande att få på plats. Vill vissa markägare inte delta i ett samlat slyavverkningsprojekt sjunker snabbt det ekonomiska nettot för projektet. Att förhandla med byalag eller andra motsvarande markägarföreningar har visat sig vara ett bra sätt att förenkla avtalsarbetet och att kunna locka med så många som möjligt.

Eventuella juridiska restriktioner måste kartläggas för området. Sådana restriktioner är i huvudsak syftande till att skydda och bevara såväl natur- som kulturmiljön. På samma sätt som skogsbruket bedrivs med ett sektorsansvar för att bevara biologisk mångfald bör även slytäktssektorn ta sitt ansvar för att uttaget blir hållbart med avseende på biologisk mångfald, även om det idag inte finns någon juridisk motsvarighet till Skogslagens krav på miljöhänsyn. I planeringen bör därför ingående säkerställas vilka natur- och kulturmiljövärden som området hyser och hur dessa inte skall äventyras främst i samband med avverkning och transport. En kontakt med länsstyrelsens naturvårdsenhet och med kommunens landskapsvårdande organ är ett naturligt inledande steg. Rekommendationer i avsnitt 12.7 beskriver när, var och hur slytäkt bör bedrivas för att minimera de negativa miljöeffekterna och istället realisera de stora fördelar för biologisk mångfald som vi ser är möjliga.

Själva avverkningens genomförande måste också noga planeras och nödvändig information ges till markägare och boende i området. Avverkning längs vägar, järnvägar och kraftledningsgator kan i de flesta fall ske oberoende av årstid. Den främsta begränsningen består av artskyddsförordningens förbud mot att medvetet störa vissa arter under viktiga livscykelperioder som under häckning och uppfödningstider. Vad gäller avverkning och transport på åker- och betesmark är tiden mellan sådd och skörd som regel inte heller lämplig såvida lantbrukaren inte är villig att avstå från skörd i åkerkant och transportväg. I sådan odlingsbygd torde det vara lämpligare att skörda vintertid, men förutsätter även då att marken är tillräckligt frusen för att inte skada höstsådda grödor och vall. Upplagsplats måste också väljas med hänsyn till lantbrukets villkor.

Flisning och lagerhållning av flis kan som ovan diskuterats ske på flera olika sätt men diskuteras inte här ytterligare. Kunden, vanligtvis ett värmeverk, är i behov av en jämn fliskvalitet och ett inflöde som överensstämmer med förbrukningens årsmönster. Även sådana kundrelaterade uppgifter bör inhämtas under planeringsfasen för att kunna optimera såväl leverantörens som kundens effektivitet och ekonomiskt netton.

## 15.4 Mångfasetterade vinster

Projektets huvudmål har varit att i ett mer övergripande inledande steg belysa och så långt möjligt kvantifiera den biomassa som finns i det svenska landskapet i form av sly och som skulle kunna användas som energiråvara i främst värmeverk. Men tidigt anfördes även möjligheten att göra andra samhällliga vinster.

Även om avsnitten om effekter av slytäkt på den biologiska mångfalden och på äldre kulturmiljöer i hög grad analyserar riskerna med mer storskalig skörd av sly så pekas också på potentiella vinstmöjligheter. Igenväxande naturbetesmarker och överväxta kulturarv kan genom

en kunskapsbaserad praktisk slytäkt förbättra livsvillkoren för många arter och åter lyfta fram hotade kulturmiljöer. Nära förbundet med dessa nationella landskapsvärden är de värden som landskapet rymmer som turism- och rekreationsmiljö.

Att ersätta importerade fossila bränslen med inhemska energibärare sänker den nationella sårbarheten vid oro i omvärlden. Ett sådant tankesätt har haft lågt intresse under flera decennier men börjar återkomma inom flera samhällssektorer inte minst inom livsmedelssektorn där självförsörjningsgraden nu understiger 50%. Skall denna andel ökas innebär det inskränkta möjligheter för odling av energigrödor på åkermark.

Sverige liksom västvärlden i övrigt kommer med stor sannolikhet att plågas av stor arbetslöshet under överskådlig tid. Knappast någon samhällssektor har potential att väsentligt ändra på denna postulerade framtid. Arbetsuppgifter och sysselsättning behöver skapas i alla samhällssektorer genom nya kreativa idéer. En sådan möjlighet tror vi är att mer storskaligt och omfattande börja rensa upp i det alltmer förbuskade svenska landskapet och härigenom ge bidrag till minskad arbetslöshet i flera led.

Man skall heller inte bortse från att ett utvecklat system för slytäkt kan vara till nytta även i ett internationellt perspektiv. En kunskapsexport kan man tänka sig här i framtiden. T ex växer idag stora delar av Östeuropas marginalmarker igen. Här finns stora biodiversitetsvärden som kanske kan få en chans med en utvecklad slytäkt, samtidigt som många Östeuropeiska länder fortfarande bygger en mycket stor del av sin energisektor på fossilbränslen..

Existensen av dylika mångfasetterade samhällsvinster vid slyskörd, där natur- och kulturmiljövård utgör viktiga delar, motiverar att särskilda ekonomiska stöd bör övervägas och utredas för att påskynda utvecklingen.

## 16. Behov av ytterligare analys och forskningsbehov

### Ytterligare analys av de potentiella slytillgångarna

Riksskogstaxeringens databas, med information från systemets slumpmässigt utlagda fasta provtytor, är det dataunderlag som i detta projekt använts. Utan dessa data hade helt enkelt inte en kvantifiering av slytillgångarna kunnat åstadkommas. Samtidigt kan konstateras att taxeringssystemets huvudsyfte är att inhämta data och följa utvecklingen inom våra skogar. De flesta observationsytorna finns då naturligt nog i skog som omges av skog. Ett mindre antal ytor har hamnat i skogens kantzoner och det är just dessa som utnyttjats i projektet.

Det skulle stärka beräkningarna av slytillgångarna om en särskild studie gjordes rörande dessa kantzoners representativitet och huruvida tillväxten skiljer sig i ytor som omges av skog och sådana som gränsar mot t ex väg.

Just kantzoner ut mot öppen mark som vägar, järnvägar, åkrar och kraftledningar kan på goda grunder misstänkas producera mer än tex marken en bit in i skogen. Dels är ljusinflödet rikligare mot kantträden dels har den delen av kantträdens rotsystem, som sträcker sig in under vägbanken, åkern etc möjlighet att fånga upp näring från den ständigt pågående vittringsprocessen, liksom vatten. Det är dessutom sannolikt att kantträdens kronor får ta emot större regnmängder även innehållande en större mängd kvävenedfallet (räknat per hektar), än som sker längre in i skogen. Produktionstal för närstående skogs bonitet från prognosmodeller eller tabeller underskattar därför med största sannolikhet den faktiska produktionen i kantzonen. Någon större produktionsstudie gällande just kantzoner finns inte heller. När man ska skatta produktionspotentialen i aktuella kantzoner, etc. är risken således stor för en påtaglig underskattning. Resonemanget är troligen relevant även för femmeterszonen som ligger fem meter utanför kanten närmast vägen, kraftledningen, åkern, etc.

### Geografiskt bättre upplösning av slyförekomster

På en översiktlig nivå har projektet varit framgångsrikt ifråga om att uppskatta Sveriges "slytillgångar". Däremot är det svårt att idag beskriva mera detaljerat geografiskt var olika slytillgångar finns i landskapet. Det är därför viktigt att mera detaljerade modeller tas fram för att inför avverkningsentreprenörer, slyköpare, kommunala politiker mm kunna visa var det finns potentiellt lönsamma slytillgångar i landskapet. Antagligen kan inte sådan redovisningar (t ex i kartform) göras med mindre än att mera detaljerade studier görs av olika fjärranalysdata samt viss markdata. Vi föreslår inte att det startas ett landsomfattande projekt för att producera en relativt detaljerad "slykarta". Däremot föreslår vi att det startas regionalt avgränsade pilotprojekt för att visa hur man kan gå till väga för att producera geografiskt mer finupplösta sly-datasammanställningar, gärna i kartform. Framgångsrika sådana pilotprojekt kan sedan visa vägen för regionalt initierade slytillgångsstudier.

### Naturresevat och gräsmarker med landsbygdsstöd som slyproducenter

Vi vet idag att det finns ett stort röjningsbehov utifrån ett naturvårdsperspektiv och kulturmiljöperspektiv i naturresevat. Detta gäller också i en hel del sådana ängs-och betesmarker som stöds med hjälp av EUs landsbygdsprogram. Frågan är hur omfattande detta behov är, hur det är geografiskt fördelat. Vidare är det inte självklart att den natur/kulturmässigt



helt optimala röjningshanteringen stämmer helt överens med vad som är optimalt ur ett ekonomiskt perspektiv. Dessa frågor borde studeras i ett samlat utredningsprojekt. Också rekreativa aspekter bör vägas in.

### **Den kommunala grönområdenas kapacitet och lönsamhet vad beträffande slytillgångar**

De flesta svenska kommuner äger idag relativt betydande arealer mark i tätorter och i tätortsnära områden. Dessa områden sköts på många olika sätt, ibland som klassisk ”finpark”, ibland med ett uttalat rekreations- och naturvårdsperspektiv. Många sådana områden sköts dock lite slentrianmässigt på ett ganska lågintensivt sätt utan riktigt uttalade mål. Det kan t ex gälla många ytor som ligger i utkanten eller mellan bostadsområden. Slutligen finns det en hel del områden som saknar planerad skötsel, och där sporadiska insatser sker bl a efter påstötningar från närboende. I det här redovisade projektet har nedslag gjorts i två kommuner, Uppsala och Jönköping. Dessa nedslag har visat att det i de kommunalt ägda markområdena antagligen finns betydande slytillgångar att skörda. En mer omfattande mer landsomfattande studie bör göras. Vidare bör man i en sådan studie undersöka de ekonomiska förutsättningarna samt vilken nytta t ex ur rekreations- och naturvårdssynpunkt mer omfattande kommunal slytäkt skulle medföra.

### **Mer djuplodande analys av restriktionerna**

De föreliggande studien visar att Sveriges brutto-slytillgångar är mycket omfattande. En rad restriktioner gör dock att de verkligt utnyttjbara tillgångarna är tydligt mindre. Här är det t ex fråga om naturvårdsrestriktioner, transportrestriktioner, åtkomlighetsrestriktioner, legala restriktioner m m. Man kan dock inte bara enkelt addera dessa restriktioner till varandra och på så sätt få fram nettotillgången. Restriktionerna kan samvariera, och vissa restriktioner är mycket beroende av t ex bränslepriser och den naturvårdspolicy som tillämpas. Det är mot denna bakgrund viktigt att mer djuplodande studera hur omfattande olika restriktioner kan vara på en potentiell långsiktig slyskörd. Vidare är det angeläget att studera hur olika omvärldsp parametrar kan komma att påverka hur stora mängder sly som i realiteten kan kunna skördas.

### **Utredning av den samlade nyttan med någon form av ekonomiskt styrmedel**

I denna rapport visar vi på att en ökad slyskörd skulle kunna få stora positiva effekter för samhället förutom att det tillkommer ett viktigt nytt biobränsle. Antagligen har den idag mycket måttliga slyskörden för biobränsleändamål sin bakgrund i bristande lönsamhet. Hade sly som biobränsle betalats något bättre så hade antagligen slytäckten varit mer omfattande. Nya mer effektiva skörde- och transportmetoder hade antagligen utvecklats. Mot denna bakgrund kan man fråga sig om inte samhället skulle tjäna på att ge någon form av bidrag till vissa former av slytäkt. Principen skall antagligen vara att bidrag/stöd enbart kan komma ifråga om slytäckten kan ge positiva bieffekter ifråga om naturvård, kulturmiljövård, och rekreation. Vi föreslår att en utredning om sådana stöd initieras.

### **Problem beträffande divergensen ifråga om tillgångar och efterfrågan**

Stora slytillgångar finns i delar av Sverige där behovet av energiråvara är litet eller där tillgången av ”grot” och annat skogsråvara är stor. Andra delar av landet har ett stort behov av biobränsle men har otillräckliga tillgångar. Att frakta sly över stora avstånd kan ”äta upp” eventuella miljövinster och urholka lönsamheten. Detta problem kan i någon mån hanteras genom att sly i form av flis fraktas på ett energieffektivt sätt, t ex med båt eller tåg. En analys bör göras var

överskotts- respektive underskottsområden ligger i landet. Vidare bör mer miljö- och kostnadseffektiva transportlösningar utredas.

### **Analys av vad olika slyskördenivåer ger för landskapsmässiga resultat, med tyngdpunkt på upplevelsevärden och kulturmiljö**

Antagligen kan en ökad slyskörd ge stora vinster ur ett kulturmiljöperspektiv och ur ett rekreativperspektiv. Frågan är dock föga studerad, och det kan finnas situationer där ökad slytäkt kan ge klart negativa effekter på kulturmiljön och på möjligheterna till rekreation. Genom ett samarbete mellan ”slyforskare” och forskare med kultur- och rekreativsinriktning borde man kunna få en mer nyanserad bild av slytäktens effekter i dessa sammanhang. Pilotområden bör användas för att få fram verkliga ingångsdata.

### **Pilotstudier med syfte att experimentellt visa vad olika slyskördsmodeller ger för resultat ur ett biologisk mångfalds perspektiv**

I den föreliggande rapporten har en relativt omfattande studie gjorts av slytäktens påverkan på biologisk mångfald. Studien bygger dock i huvudsak på resultat från närliggande forskningsområden. Därför är det angeläget att inom relativt snar framtid starta experimentella studier av vad som blir resultatet av olika former av slytäkt i olika typer av slybestånd. Dessutom kan resultaten variera starkt mellan olika organismgrupper. Då de biologiska reaktionerna ofta tar tid är det angeläget att starta denna typ av experimentella studier så snart som möjligt.

Ett alternativ till denna experimentella metod är dock att studera områden vi känner som slyröjda och utifrån detta material få fram kunskap om effekten på olika delar av den biologiska mångfalden. Denna metod är dock betydligt sämre än den rent experimentella metoden, men har man tur kan resultat fås ganska omgående.

### **Riktad maskinutveckling**

Dagens maskinpark inom skogs- och jordbruk går delvis att utnyttja för slytäkt. På många sätt är den dock ej optimal. Det finns ett stort behov av att ta fram skördare med högre avverkningskapacitet och effektivare lastnings- och transportteknik för storskalig slytäkt. Det finns också ett behov av att ta fram kompletterande redskap att montera på befintliga maskiner, detta för att enskilda markägare själva skall på ett realistiskt sätt få tillgång till mer effektiva slytäktmaskiner. Även om flisningsmaskinerna utvecklats snabbt under senare år är även detta en kapacitetsbegränsande flaskhals i slykedjan.

### **Hur hållbar är en långsiktig slyproduktion?**

I föreliggande rapport har uppskattningar gjorts av de slytillgångar som för tillfället finns i Sverige. Detta betyder naturligtvis inte att denna mängd sly kan skördas år från år. Det finns alltså ett behov av att förstå den eventuella produktionsminskning som följer med ett regelbundet uttag. Här kan kunskap från olika former av skogsbruk utnyttjas. Likaså kommer det att vara så att vissa biologiskt eller kulturmässigt värdefulla marker inte kommer att kunna skördas mer än en gång. Härefter behövs underhållsåtgärder i form av beteshävd eller tätt återkommande röjning av busk uppslag för att vunna värden skall bibehållas. Hur stora sådana marker finns och var ligger de? Vem ansvarar för denna skötsel? Ett behov finns alltså av att bedöma olika slytillgångars långsiktigt uthålliga produktionsförmåga.

## **Vem tar ansvaret för hållbart nyttjande med avseende på biologisk mångfald?**

Storskalig lövslytåkt kan bedrivas så att den gynnar biologisk mångfald, men om den görs på fel sätt kan den istället orsaka skador på biologisk mångfald. Vi har formulerat ett antal generella rekommendationer (avsnitt 12.7) för när, var och hur slytåkt bör bedrivas för att optimera effekten på biologisk mångfald, och därmed åstadkomma ett hållbart nyttjande. Det behöver dock utredas närmare vem i det praktiska lövslytbruket som ska beakta de aspekter som rekommendationerna tar upp, och om det behövs ett regelverk för att de ska beaktas. Hur borde ansvarsfördelningen se ut mellan myndigheter, markägare, kontrakterade företag och maskinförare när det gäller vilken miljöhänsyn som ska tas i planering och genomförande av slytåkt? Skogsbruket har paragrafer om miljöhänsyn i Skogslagen – behövs något liknande för denna nya sektor?

## **Studier av totallösningar för bioenergiproduktion baserad på slytåkt**

Skall slytåtgångar kunna utnyttjas rationellt behöver hela kedjan av arbetsinsatser fram till värmeverk eller kraftvärmeverk studeras och göras så rationella som möjligt. Egentligen slutar inte denna kedja i och med att energin tas ut i form av kraft och värme. Återförande av aska till slyområdena behöver också i vissa sammanhang utvecklas. Få system finns idag att studera där hela denna kedja har beaktats och rationaliserats. Ett sådant system har dock studerats inom projektet, AB Kvarnmon i Jämtland. Ytterligare utvecklingsinsatser behövs, inte minst i områden med helt annorlunda förhållanden. Ytterligare samarbete med Kvarnmon kan vara en bra väg att gå.

## **Riktade studier av hur ”gröna jobb kan skapas”.**

Sysselsättningseffekterna med ökad slytåkt kan på vissa håll i landet bli påtagliga. En kartläggning av var dessa effekter kan bli relativt sett störst bör göras. För att realistiskt kunna göra bedömningar av detta bör några pilotkommuner engageras. Här kan man i viss mån simulera sysselsättningseffekterna genom att använda verkliga ingångsdata.

Nya jobb kan skapas inom den ordinarie och konkurrensutsatta delen av arbetsmarknaden. Dessutom kan delar av slytåkten bli del av olika arbetsmarknadsåtgärder. Här gäller det att inte bara ta fram jobb som går ut på att ”släpa ris” utan sådana jobb som är mer motiverande och som kan vara en del av t ex naturvårdsarbete. Det behövs projekt som adresserar denna del av arbetsmarknaden.

## **Vidare utveckling av ekonomiska modeller för lönsamhetsstudier av slyskörd i olika typer av landskap**

Skall en markägare eller ett företag våga sig på att satsa på mer omfattande slytåkt behövs noggranna ekonomiska beräkningar som visar vad som kan vara lönsamt. I detta projekt har en modell för hur sådana beräkningar kan göras tagits fram. Här behövs en vidareutveckling med tester från olika typer av landskap och olika typer av slytåtgångar.

## **Vidareutveckling av privaträttsliga modeller för slyskörd i områden med många markägare**

Inom detta projekt har utretts de legala begränsningar som kan påverka en mer omfattande slytäkt i landskapet. I huvudsak har den del av lagstiftningen berörts om tar till vara det allmännas intresse. Dessutom har vi inom projektet insett att den civilrättsliga sidan bör studeras och att eventuella civilrättsliga modeller bör kunna föreslås som kan underlätta framtida slytäkt inte minst i områden där många markägare kan beröras av en specifik slytäktssatsning.

## 17. Slutord

Projektgruppen kommer, i enlighet med projektansökan, att anordna ett seminarium under hösten 2014 där resultaten från detta arbete redovisas. Seminariet blir öppet för alla men riktade inbjudningar kommer att göras till berörda forskare men också till slykedjans övriga aktörer i kommuner, departement etc.

Projektgruppen har även tankar om att kunna få tid hos Miljö- och Jordbruksutskottet för att inför utskottet redovisa våra resultat och tankar om fortsättning.

Med hänvisning till de funna biomassatillgångarna i form av sly vill vi rekommendera Energimyndigheten att överväga ett inrättande av en riktad utlysning i syfte att skapa ett mer detaljerat beslutsunderlag för entreprenörer, kommuner och politiker för en storskalig utveckling av slytäkt i här utpekade områdeskategorier.

Slutligen vill vi med de erfarenheter vi fått av projektarbetet framhålla de fördelar vi ser av att arbeta tvärvetenskapligt i frågor som inkluderar flera discipliner och vars uppgift är att ge kunskap för praktisk tillämpning och kanske politiska ställningstaganden.

# *Bilagor*

## **Bilaga 1. Tabeller för Bruttotillgångar och fördelning på uttagkostnader**

I tabellerna 1.1 till 1.7 fördelas energiinnehållet på medeldiameterklass för respektive områdeskategori.

Tabell 1.1. Energiinnehåll i vägkant, GWh

Landsdel					
Diameterklass	N Norrland	S Norrland	Svealand	Götaland	Totalt
Kalmark	0	0	0	0	0
0-39	131	211	119	80	540
40-99	284	310	291	29	914
100-149	56	244	63	160	523
150-199	291	93	304	144	833
200-249	178	209	276	470	1 133
250-299	91	0	0	310	401
400-449	0	114	0	0	114
450-499	0	0	0	156	156
500+	0	258	0	0	258
Totalt	1 031	1 439	1 054	1 348	4 872

Tabell 1.2. Energiinnehåll i vägkant (5 m), GWh

Diameterklass	Landsdel				Totalt
	N Norrland	S Norrland	Svealand	Götaland	
0	0	0	0	0	0
0-39	84	161	258	54	557
40-99	2 065	0	401	2 510	4 975
100-149	881	820	1 602	1 295	4 598
150-199	2 718	2 517	3 607	3 722	12 564
200-249	4 384	3 928	4 106	5 371	17 789
250-299	6 198	3 386	5 524	6 547	21 656
300-349	6 746	2 928	4 060	7 154	20 888
350-399	5 700	1 172	2 649	3 623	13 144
400-449	4 857	0	974	3 004	8 836
450-499	1 358	178	81	187	1 804
500+	974	0	418	163	1 556
Total	35 966	15 091	23 681	33 630	108 367

Tabell 1.3. Energiinnehåll för järnvägsområde, GWh

Diameterklass	Landsdel				Totalt
	N Norrland	S Norrland	Svealand	Götaland	
Kalmark	0	0	0	0	0
0-39	9	29	10	8	56
40-99	203	0	0	2	205
100-149	8	0	7	0	15
150-199	0	303	14	61	378
Totalt	220	332	31	71	654

Tabell 1.4. Energiinnehåll i kraftledningsgator, GWh

Landsdel					
Diameterklass	N Norrland	S Norrland	Svealand	Götaland	Totalt
Kalmark	0	0	0	0	0
0-39	115	194	258	532	1 100
40-99	14	14	283	298	609
100-149	0	22	179	161	361
150-199	13	0	16	85	114
200-249	0	0	310	43	353
300-349	157	0	48	198	402
400-449	0	0	70	0	70
Total	300	231	1 164	1 315	3 010

Tabell 1.5. Energiinnehåll i småbiotoper i åkermark fördelat på diameterklasser, GWh

Landsdel					
Diameterklass	N Norrland	S Norrland	Svealand	Götaland	Totalt
0-39	2	2	40	179	222
40-99	88	505	89	606	1288
100-149	236	513	527	1731	3006
150-199	170	307	806	1451	2735
200-249	709	769	966	1536	3980
250-299	0	172	978	2068	3217
300-349	682	755	53	984	2473
350-399	0	0	170	393	562
400-449	324	0	881	75	1281
450-499	0	0	0	319	319
500+	0	0	255	545	800
Totalt	2210	3024	4763	9887	19884



Tabell 1.6. Energiinnehåll i åkerkant (10 m) åker, GWh

Diameterklass	Landsdel				Totalt
	N Norrland	S Norrland	Svealand	Götaland	
0	0	0	0	0	0
0-39	0	8	14	139	161
100-149	221	814	273	291	1599
150-199	959	1207	1766	669	4602
200-249	1452	2196	3968	3794	11410
250-299	4281	2439	4541	6886	18147
300-349	825	0	6250	10869	17943
350-399	1044	0	5008	6856	12908
400-449	0	0	1705	3445	5150
40-99	0	0	754	3331	4086
450-499	0	0	876	2587	3463
500+	0	0	130	834	964
Total	8781	6664	25286	39702	80432

Tabell 1.7. Energiinnehåll i ängs- och betesmark, GWh

Diameterklass	Landsdel				Totalt
	N Norrland	S Norrland	Svealand	Götaland	
Kalmark	0	0	0	0	0
0-39	0	6	19	26	51
40-99	0	104	409	596	1109
100-149	0	0	588	664	1252
150-199	0	24	808	3140	3972
200-249	0	457	3311	2334	6103
250-299	0	838	2262	3615	6716
300-349	0	0	3003	6215	9218
350-399	0	0	1195	3550	4746
400-449	0	0	465	3215	3680
450-499	0	0	112	1770	1882
500+	0	0	704	5230	5934
Totalt	0	1429	12878	30355	44662

I tabell 1.8 – 1.19 fördelas energimängden på kostnadsklass för uttag och diameterklass. För respektive områdeskategori redovisas resultat för uttagkostnader inklusive och exklusive avverkningskostnad. Kostnadsposter som ingår är avverknings-, skotnings-, flisnings- och vidaretransportkostnader till värmeverk.

Tabell 1.8. Energimängd fördelat på kostnads- och diameterklasser för väggkant inklusive avverkningskostnader, GWh.

Kr ton TS	Diameterklass, mm									Totalt
	0-39	40-99	100-149	150-199	200-249	250-299	400-449	450-499	500+	
200-250						275	114	156		545
250-300				64	395	35			258	752
300-350			61	414	97					571
350-400				63	146					209
400-500			98	60	37	91				286
450-500			80	28						109
500-550			31	14						45
550-600			12	64						76
600-650		6	9		320					335
650-700			11	69						80
700-750			19							19
750-800			41		138					179
800-900			9							9
900-1000		84	3							87
1000-1500		108								108
1500-2000		130	79							209
2000 +	540	587	70	57						1 254
Totalt	540	914	523	833	1 133	401	114	156	258	4 872

Tabell 1.9. Energimängd fördelat på kostnads- och diameterklasser för väggkant exklusive avverkningskostnader, GWh.

Kr ton TS	Diameterklass, mm									Totalt
	0-39	40-99	100-149	150-199	200-249	250-299	400-449	450-499	500+	
150-200					299					299
200-250	133	295	221	536	627	275	114	156		2 357
250-300	17	399	141	142	171	126			258	1 252
300-350	114	176	93	29						412
350-400	74	23		38	37					172
400-500	62		15	88						165
450-500		7	32							39
500-550	39	3	6							48
550-600	10	3	5							18
600-650	10									10
650-700	2		9							10
700-750	7	3								9
750-800	3	5	3							11
800-900	9									9
900-1000	5									5
1000-1500	31									31
1500-2000	25									25
2000 +	1									1
Totalt	540	914	523	833	1 133	401	114	156	258	4 872

Tabell 1.10. Energimängd fördelat på kostnads- och diameterklasser för järnvägs Kant inklusive avverkningskostnader, GWh.

Kr ton TS	Diameterklass, mm				Totalt
	0-39	40-99	100-149	150-199	
350-400				32	32
600-650			15		15
700-750				303	303
1000-1500				43	43
1500-2000		134			134
2000 +	56	71			127
Totalt	56	205	15	378	654

Tabell 1.11. Energimängd fördelat på kostnads- och diameterklasser för järnvägs Kant exklusive avverkningskostnader, GWh.

Kr ton TS	Diameterklass, mm				Totalt
	0-39	40-99	100-149	150-199	
250-300				317	317
300-350		134		61	195
350-400	26	39			65
400-500	10				10
450-500		30	7		37
500-550	8		8		17
900-1000	12	2			14
Totalt	56	205	15	378	654

Tabell 1.12. Energimängd fördelat på kostnads- och diameterklasser för kraftledning inklusive avverkningskostnader, GWh.

Kr ton TS	Diameterklass, mm						Totalt	
	0-39	40-99	100-149	150-199	200-249	250-299		400-449
200-250							70	70
250-300					43			43
300-350			71		310	198		579
350-400			69	76				145
400-500			22	8		48		78
500-550			15					15
550-600			78	13				91
650-700		12						12
700-750		28	5					33
750-800			63					63
900-1000			33					33
1000-1500		81	5	16				102
1500-2000			189			157		346
2000 +	1 100	300						1 400
Totalt	1 100	609	361	114	353	402	70	3 010

Tabell 1.13. Energimängd fördelat på kostnads- och diameterklasser för kraftledning exklusive avverkningskostnader, GWh.

Kr ton TS	Diameterklass, mm							Totalt
	0-39	40-99	100-149	150-199	200-249	300-349	400-449	
150-200	253							253
200-250	257	237	134	26	43		70	767
250-300	144	199	134	67	310	355		1 208
300-350	96	97	5	8				206
350-400	115	40	78			48		281
400-500	46	10	5					61
450-500	27	10		13				50
500-550	16							16
550-600	19							19
600-650	19	5						24
650-700	9	4						14
700-750	3	3						6
750-800	31							31
800-900	6		5					10
900-1000	14							14
1000-1500	23	4						27
1500-2000	16							16
2000 +	6							6
Totalt	1 100	609	361	114	353	402	70	3 010

Tabell 1.14. Energimängd fördelat på kostnads- och diameterklasser för småbiotop åker inklusive avverkningskostnader, GWh

Kr ton TS	Diameterklass, mm										Totalt	
	0 - 3 9	40-99	100-149	150-199	200-249	250-299	300-349	350-399	400+ 450- 499	500+		
250-300						291	433				502	1 226
300-350				432	611	1 150	1 119	423	1 281		298	5 315
350-400			121	988	973	984	160	139				3 365
400-500			1 057	412	130							1 598
450-500			121	463	696	474	665					2 418
500-550			487	41	709							1 237
550-600				352								352
600-650			381	17	116							514
650-700		13	10									23
700-750		65	65	30		318				319		797
750-800		31	49									80
800-900		37	333									370
900-1000		269			745							1 014
1000-1500		277	305				97					679
1500-2000		124										124
2000 +	2 2 2	474	77									774
Totalt	2 2 2	1 288	3 006	2 735	3 980	3 217	2 473	562	1 281	319	800	19 884



Tabell 1.15. Energimängd fördelat på kostnads- och diameterklasser för småbiotop åker exklusive avverkningskostnader, GWh

Kr ton TS	Diameterklass, mm											Totalt
	0-39	40-99	100-149	150-199	200-249	250-299	300-349	350-399	400+	450-499	500+	
200-250							89			319	108	516
250-300	32	733	2 553	2 259	3 674	3 042	2 160	278	956		692	16 380
300-350	143	373	248	246	245	175	224	284	324			2 261
350-400		105	90	135	16							346
400-500		51	45	38	44							178
450-500	10	13	24	44								92
500-550			5	13								18
550-600		10	6									17
600-650	14		36									51
700-750	3	3										7
750-800	5											5
800-900	4											4
900-1000	6											6
1000-1500	4											4
2000 +	1											1
Totalt	222	1 288	3 006	2 735	3 980	3 217	2 473	562	1 281	319	800	19 884

Tabell 1.16. Energimängd fördelat på kostnads- och diameterklasser för igenväxande åkermark inklusive avverkningskostnader, GWh

Kr ton TS	Diameterklass, mm											Totalt
	0-39	40-99	100-149	150-199	200-249	250-299	300-349	350-399	400+	450-499	500+	
250-300								698		152		850
300-350				314	271	515	361	82	120			1 663
350-400			4	593	267		162				348	1 374
400-500			476	718	47	1 283						2 525
450-500			375				228			247		851
500-550			236	642	559							1 437
550-600		266	441	79								786
600-650			359	109				77				545
650-700		276										276
700-750		136										136
750-800		138		623								761
800-900		5	22									26
900-1000		239										239
1000-1500		317	537									854
1500-2000		115	47									162
2000 +	138	94										231
Totalt	138	1 584	2 497	3 077	1 144	1 798	752	857	120	399	348	12 713

Tabell 1.17. Energimängd fördelat på kostnads- och diameterklasser för igenväxande åkermark exklusive avverkningskostnader, GWh

Kr ton TS	Diameterklass, mm											Totalt
	0-39	40-99	100-149	150-199	200-249	250-299	300-349	350-399	400+	450-499	500+	
200-250									273			273
250-300	95	346	2 301	2 506	632	460	361	584		152	348	7 784
300-350		925	128	514	31	1 272	162		120	247		3 399
350-400		220	42	47	481	66	228					1 085
400-500		53										53
450-500	30	23		11								63
500-550		17	12									29
600-650			10									10
650-700	4											4
800-900	4											4
900-1000			4									4
1500-2000	3											3
2000 +	3											3
Totalt	138	1 584	2 497	3 077	1 144	1 798	752	857	120	399	348	12 713

Tabell 1.18. Energimängd fördelat på kostnads- och diamterklasser för ängs- och betesmark inklusive avverkningskostnader, GWh

Kr ton TS	Diameterklass, mm											
	0-39	40-99	100-149	150-199	200-249	250-299	300-349	350-399	400+	450-499	500+	Totalt
200-250										138		138
250-300						1 189	3 133	2 324	2 197	1 560	4 860	15 263
300-350				175	2 721	2 817	3 829	1 643	1 054		637	12 876
350-400				1 406	2 040	2 284	1 637	57	429	184	162	8 199
400-500			88	1 190	1 244	145	37	223			90	3 017
450-500			158	461		120						740
500-550		242	100	515		161	374	153				1 545
550-600			495				134					629
600-650		239	32	24								294
650-700		83		115								197
700-750		234	179									413
750-800		50	120									170
800-900		20	20					346			185	571
900-1000			10									10
1000-1500		47	21	63								130
1500-2000		186	2	24			74					285
2000 +	51	9	27		98							184
Totalt	51	1 109	1 252	3 972	6 103	6 716	9 218	4 746	3 680	1 882	5 934	44 662

Tabell 1.19. Energimängd fördelat på kostnads- och diameterklasser för ängs- och betesmark exklusive avverkningskostnader, GWh

Kr ton TS	Diameterklass, mm											Totalt
	0-39	40-99	100-149	150-199	200-249	250-299	300-349	350-399	400+	450-499	500+	
200-250		428	141		241	681	1 893	1 024	64	609	260	5 341
250-300		242	599	2 527	4 970	4 168	5 295	3 109	3 017	1 089	367	30 382
300-350		344	255	992	823	1 802	1 545	550	600	184	306	7 401
350-400	11	29	140	362	69	65	485	63				1 224
400-500	8	47	12	68								135
450-500			29	24								52
500-550	5		14									19
550-600	6		11									17
600-650	8		14									22
650-700	8	15	11									34
700-750		3	4									8
800-900			3									3
900-1000			12									12
1000-1500	3		8									11
1500-2000	1											1
Totalt	51	1 109	1 252	3 972	6 103	6 716	9 218	4 746	3 680	1 882	934	5 44 662

## Kostnadsfunktioner

### Väggkantsröjning:

$$TFL = 10^{(1,99557+0,80165*\log((MST*D))}$$

Där:

TFL=Tidsåtgång i minuter per Ton TS

MST= medelstammens volym i m<sup>3</sup>fub/stam

D = Veddensiteten i kg TS/m<sup>3</sup>fub

Om  $MST * D \leq 0$  ersätts  $\log(MST * D)$  med 1

$$P = \frac{\left(\frac{1}{(TFL*60)} * korr väggkant * korr drift\right)}{Störningsgrad} * Tim$$

Där

P= Prestation ton TS/G0 tim

### Korrekationer prestation ton TS/G0 tim

Prestation vid väggkant jämfört med uttag i skog 1,2

Prestation vid praktiska driftsförhållanden jämfört med optimala vid tidsstudier 0,6

Total korrektion: 1,2 \* 0,6 = 0,72

Störningsgrad G0 tim/G15 tim = 0,85

Tim= timkostnad per SEK/G15 tim

Vidaretransportkostnader

$$TRP = \frac{(21 * Lv + 0,6 * Lv * Avst)}{Lv} * Fukt$$

där

TRP= Transportkostnad kr/Ton Ts

Lv = Lastvikt inkl. vatten, ton

Avst = Avstånd till förbränning, km

Fukt = Flisens vattenhalt, %

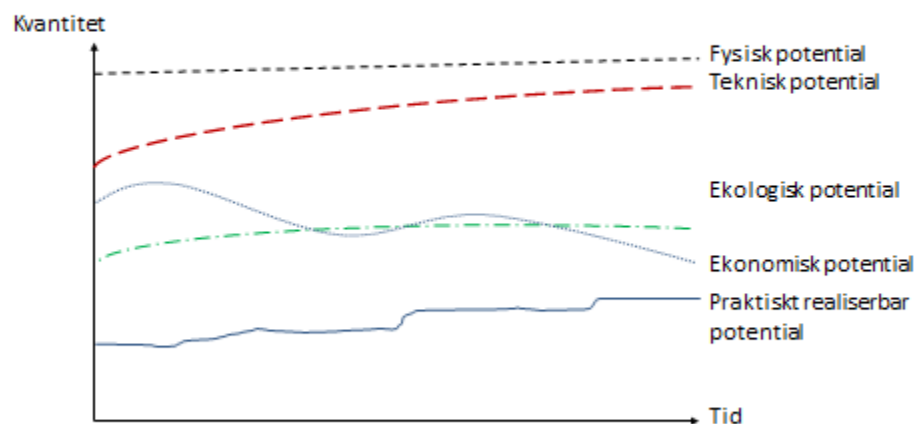
Fast = Fast kostnad

## Bilaga 2. Förslag på en simuleringsansats för skörd och hantering av sly

### Bakgrund

”Potentialen” för skörd av sly beror av vad man i den aktuella situationen menar med begreppet potential. Olika potentialbegrepp för bioenergi kan beskrivas enligt (SOU, 2007) (se figur 1): Den *fysiska potentialen* är den totala biomassamängden, den *tekniska potentialen* är den mängd som är möjlig att utvinna med känd kommersiell teknik vid en viss tidpunkt, den *ekologiska potentialen* är den mängd som är tillgänglig efter ekologiska hänsyn, den *ekonomiska potentialen* är den mängd som är företags- eller samhällsekonomiskt lönsam att ta ut, och den *praktiskt realiserbara potentialen* är den mängd som är praktiskt realiserbar utifrån bl.a. ledtider från förstudier till starttider, tillgångar på lämplig infrastruktur, m.m. (SOU, 2007).

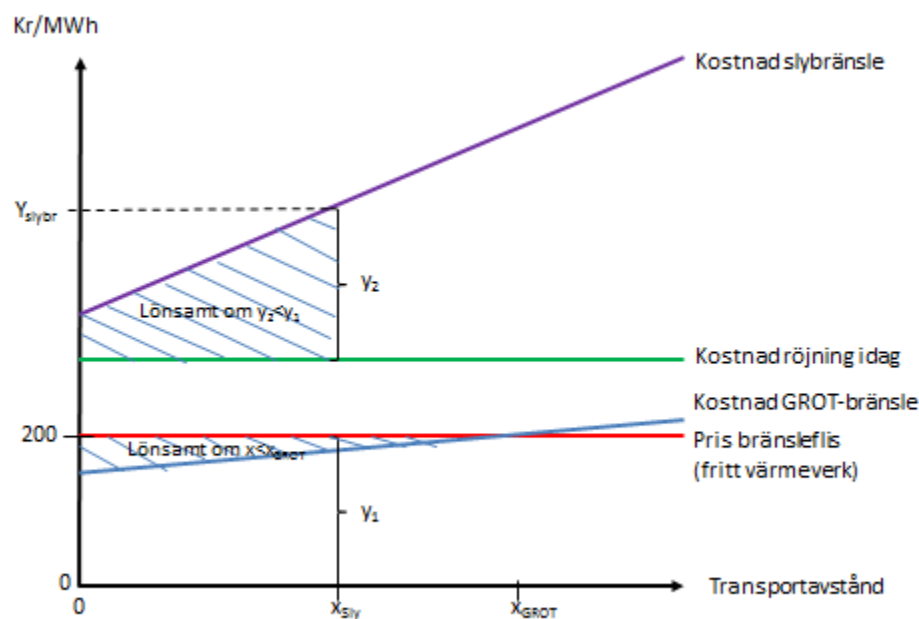
Generellt kan dessa potentialer variera över tid, se figur 1. Den fysiska potentialen kan t.ex. öka om den fysiska tillväxten är större än avverkningen, den tekniska potentialen kan öka efterhand som ny teknik tas fram, och den ekonomiska potentialen kan variera beroende på tillgång på olika statliga stöd, etc. Hur stor andel av den praktiskt realiserbara potentialen som utnyttjas i verkligheten vid en viss tidpunkt beror av en mängd olika faktorer, t.ex. aktörernas attityder, avsättningsmöjligheterna, konkurrerande verksamheter/produkter, marknadens framtida förväntningar, m.m.



Figur 1. Olika typer av potentialer och hur de kan variera över tid.

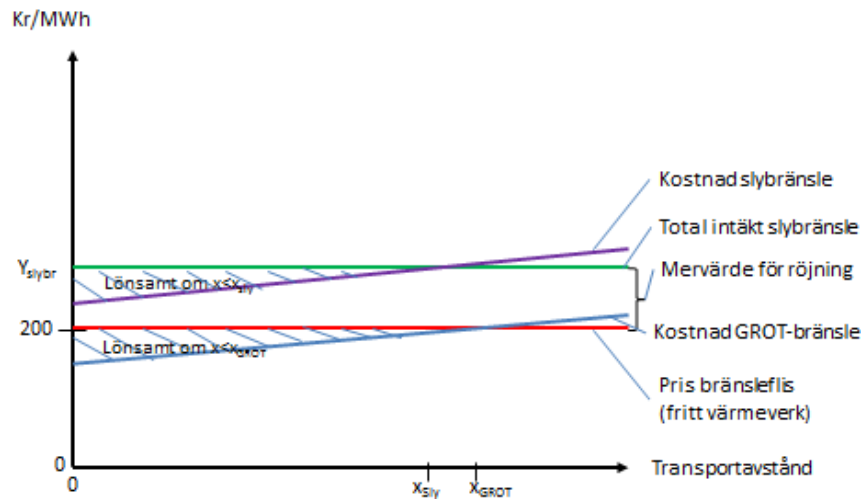


Den ekonomiska potentialen (eller i detta fall den företagsekonomiska konkurrenskraften) för försäljning av bränsleflis från sly beror dels på priset på likvärdiga bränslen och dels på de kostnader som säljaren har för bränsleråvaran. Priset på flis från grot är idag i storleksordningen 200 kr/MWh, och för att det ska vara lönsamt att sälja grot-flis, så måste kostnaderna därmed vara lägre än 200 kr/MWh. Kostnaderna för sly-flis från ytor där det är krav på röjning, t.ex. i kraftledningsgator och betesmarker (med EU-stöd), är idag sannolikt betydligt högre än kostnaderna för grot (per MWh). Normalt tillvaratar man därför inte det sly som röjs på sådana ytor för bränsleändamål. Men så länge som den extra kostnaden för att tillvarata det avhuggna slyet understiger den extra flisintäkten, så bör det vara intressant att även använda detta bränsle, eftersom den totala nettokostnaden i så fall blir lägre (figur 2).



Figur 2. Så länge som intäkten för flis ( $y_1$ ) är större än den extra kostnaden för tillvaratagande av slyet ( $y_2$ ), så bör det vara intressant att sälja slyflis, även om den totala kostnaden är högre än för t.ex. grot. Detta gäller för ytor där det är krav på att röja sly, och där slyets alternativvärde är noll.

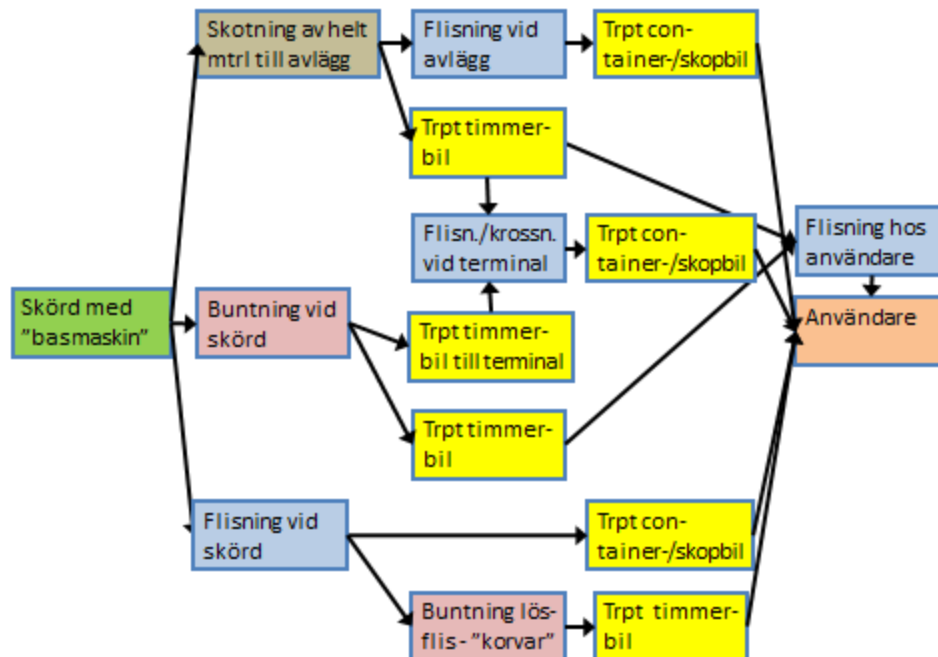
För ytor där röjningen är "frivillig", men där man ändå får ett mervärde p.g.a. röjningen, t.ex. för röjning längs skogsbilvägar (vilket förbättrar vägens upptorkningsförhållanden och därmed dess livslängd), kan det vara lönsamt att tillvarata slyet som bränsle. Detta gäller så länge som de totala intäkterna (bränslepris plus mervärde) är större än de totala kostnaderna, se figur 3. "Frivillig" röjning sker sannolikt med längre återkommande tidsintervall än den "påtvungade" (se ovan), och biomassautbytet per hektar är därför större. Därmed blir också möjligheterna för lönsamhet större.



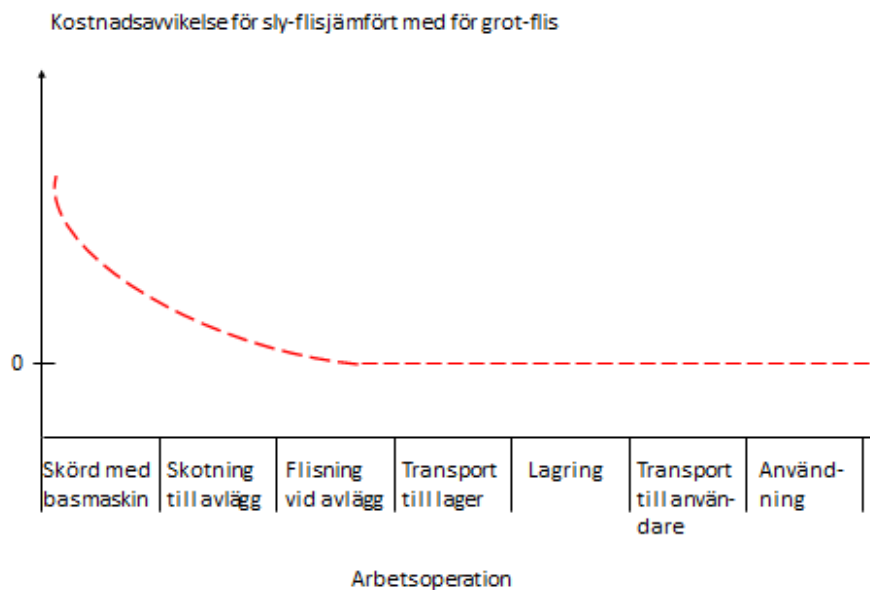
Figur 3. För "frivillig" röjning av sly gäller att det är lönsamt att sälja slyet som bränsleflis så länge de totala intäkterna (bränslepris plus mervärde) är större än de totala kostnaderna.

För sly-bränslets väg från bestånd till panna, så är kostnaderna betydligt högre för de första arbetsoperationerna fram till flisning, jämfört med t.ex. för grot. Med "de första arbetsoperationerna" avses här rutan "skörd med basmaskin", samt därefter följande rutor fram till flisning i figur 4 nedan. När materialet väl är flisat, behöver kostnaderna inte vara högre än t.ex. för grot, eftersom man i princip kan använda samma utrustning, lagerutrymmen, transportfordon, m.m. (figur 5). De högre avverkningskostnaderna för sly beror framförallt på att utbytet per ytenhet, t.ex. uttryckt som ton TS/ha, normalt är betydligt lägre. Det är även i de första arbetsoperationerna som osäkerheten är som störst när det gäller hur kostnaderna ser ut för olika beståndskategorier.

Ett slybestånd kan praktiskt taget se ut på ett "oändligt" antal olika sätt, och detta är en viktig orsak till att det är svårt att ange en generell avverkningskostnad. De viktigaste variablerna som kan användas för att beskriva beståndet är trädslag, brösthöjdsdiameter och antalet stammar per ytenhet (ålder, höjd, grundyta per ha, kronstorlek, homogenitet, m.m. är andra viktiga variabler som kan användas). Till detta kommer mer "externa" parametrar som jordart, markens bärighet, terrängens beskaffenhet, topografi, lokalisering (latitud, longitud, altitud), beståndsyntans storlek och form, natur- och kulturvärden, avståndet till vägar/bebyggelse, m.m.



Figur 4. Skiss på olika hanteringsalternativ från skördeplats till slutanvändare. Enligt de praktiska erfarenheter som finns, t.ex. hos Kvarnmon AB utanför Östersund, så är det vägen "skörd med basmaskin" – "skotning av helt mtrl till avlägg" – "flisning vid avlägg" – "trpt container/skopbil" – "användare" som har störst ekonomisk konkurrenskraft idag.



Figur 5. Kostnadsavvikelser för olika arbetsoperationer vid utnyttjande av sly-flis jämfört med utnyttjande av grot-flis. Det är i de första hanteringsstegen som både kostnaderna och osäkerheterna bedöms vara som störst för sly-flis.

Genom att generera olika typer av bestånd på en given yta med hjälp av datorn, och sedan simulera maskinernas avverkning av dessa fiktiva bestånd, får man ett effektivt verktyg för att beräkna kostnaderna för olika godtyckliga avverkningsytor. Den uttagna mängden kan uppskattas utifrån antalet stammar per ytenhet och brösthöjdsdiametern för olika trädslag, medan kostnaden erhålls genom att man multiplicerar timkostnaden med den totala tidsåtgången. På så sätt kan man t.ex. få fram kostnaden per ton TS.

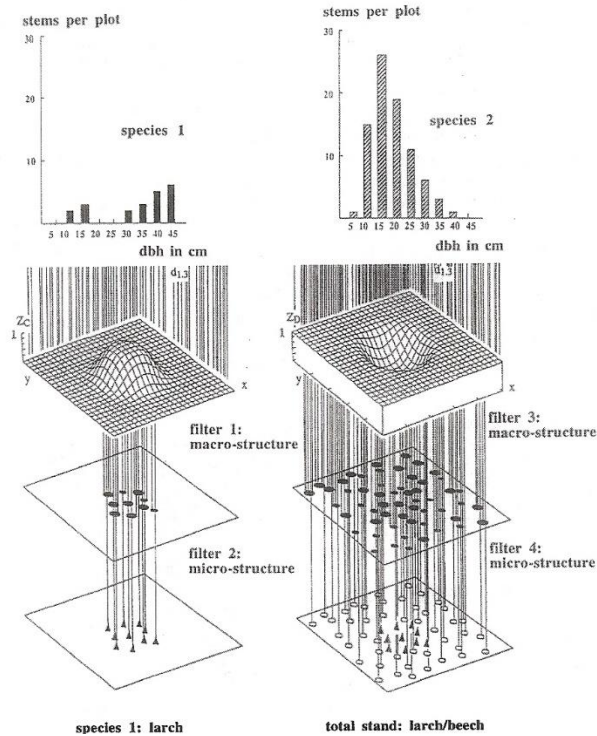
Osäkerheterna i beräkningarna vid användning av fiktiva bestånd blir sannolikt större ju yngre bestånden är. En avsikt är dock att hitta brytpunkter där kostnaderna blir så höga att slytäkt för energiändamål inte längre är konkurrenskraftigt, och för sådana brytpunkter är bestånden sannolikt äldre än vad man i dagligt tal brukar kalla för "sly" (troligen minst 10 år). En annan osäkerhet gäller maskinernas arbetskapacitet. Ett antal tidsstudier har gjorts för olika maskiner när de arbetar i olika typer av bestånd (se t.ex. Iwarsson Wide 2009a; 2009b; 2009c), men hur väl den simulerade kapaciteten överensstämmer med verkligheten behöver verifieras genom ytterligare tidsstudier för olika sly-bestånd.

Syftet med arbetet är alltså att beräkna lönsamheten för att producera bränsleflis från sly från "godtyckliga" bestånd, både för sådana där röjningen är "påtvungad" med specificerade intervall, och där röjningen kan karakteriseras som "frivillig". Arbetsgången i en simuleringsstudie kan delas upp i: 1. Generering av bestånd. 2. Beräkning av mängden biomassa, uttryckt som ton ts/ha. 3. Simulering av avverkningsarbetet. 4. Beräkning av kostnader.

### **Generering av bestånd**

I litteraturen finns ett antal olika metoder och modeller beskrivna för generering av fiktiva trädbestånd (Pretzsch, 1997; Valentine m.fl., 2000; Kokkila m.fl., 2002; Pretzsch m.fl., 2002; Wang m.fl., 2009; Kershaw m.fl., 2010).

Den metod som beskrivs av Pretzsch (1997) skulle troligen passa bäst i detta projekt. Möjliga placeringar (koordinater) för ett visst trädslag slumpas först ut på en given yta med hjälp av likformiga sannolikhetsfördelningar i både x- och y-led (figur 6). Därefter får dessa placeringar passera ett "filter" som beskriver ytans makrostruktur, d v s. inom vilka områden inom ytan som domineras av detta trädslag. Ju högre sannolikheten är för att ett visst trädslag växer inom ett visst område, desto fler placeringar passerar filtret för just detta område. I filter 2 filtreras sedan de placeringar bort som hamnar för nära andra placeringar av samma art. Denna procedur fortgår för det aktuella trädslaget tills alla placeringar är bestämda enligt den stamantal-brösthöjdsdiameter-fördelning som finns överst i figur 6. Därefter används samma metod för att placera ut stammar för nästa trädslag (se till höger i figur 6), osv.



Figur 6. Generering av ett bestånd (med i detta fall två olika trädslag). En "skur" av möjliga placeringar skapas genom att placeringarna får slumpvis utvalda koordinater i x- och y-led. Därefter får placeringarna passera genom två olika filter, vilka beskriver beståndets makro- respektive mikrostruktur, innan de blir "godkända". Källa: Pretzsch, 1997.

Som indata till beståndsgenereringen behövs en fördelning av stamantal-brösthöjdsdiameter för olika trädslag (behöver ej vara exakt), en beskrivning av ytans form och storlek, en (åtminstone grov) beskrivning av de olika trädslagens fördelning över ytan, och en beskrivning av hur tätt de olika enskilda stammarna kan tillåtas stå. Metoder för hur dessa data kan erhållas beskrivs bl.a. av Pretzsch (1997). Ett exempel för röjning av vägkanter enligt Kvarnmons 5+5 m-modell, med t.ex. björk som dominerar närmast vägen och t.ex. dominans av gran i den andra 5 m-zonen, bör kunna genereras ganska enkelt enligt ovanstående modell. Andra typer av ytor (områdeskategorier), t.ex. igenvuxen åkermark, igenväxta dikesrenar, eller kraftledningsgator, bör också fungera bra.

Modellen kan implementeras i programmet Arena (se nedan), där varje stam representeras av en s.k. "entitet". Olika egenskaper, s.k. attribut, associeras sedan till varje entitet; exempel på sådana egenskaper är koordinater i x- och y-led, trädslag och brösthöjdsdiameter. Antalet stammar på varje yta kan uppgå till flera tusen, men detta är inget hinder i Arena.

## Beräkning av mängden biomassa

Modeller för att beräkna mängden biomassa, som funktion av brösthöjdsdiametern, har tagits fram för vårtbjörk och glasbjörk (Johansson, 1999a), asp (Johansson, 1999b) och för klibbal och gråal (Johansson, 2000). Ekvationerna gäller för yngre bestånd på igenväxta åker- och betesmarker under svenska förhållanden (främst mellansvenska, men beståndslokaler fanns också i såväl södra som norra Sverige). Samtliga ekvationer är av typen

$$B = b_0 D^{b_1}$$

där  $B$  är mängden kg ts per träd,  $D$  brösthöjdsdiametern (mm, ob?), och där  $b_0$  och  $b_1$  är modellparametrar. Parametrar finns framtagna för hela trädet, för stammen, för grenarna och för löven. Determinationskoefficienten var i samtliga försök hög för hela träd och för stammar (minst 0,95), medan den var något lägre för grenar och löv. Å andra sidan utgör de senare träddelarna en liten andel av den totala biomassamängden.

För tall och gran (och även björk) kan mängden biomassa uppskattas med hjälp av Marklunds (1988) biomassafunktioner.

## Simulering av maskinoperationer

De olika arbetsoperationerna kan simuleras med hjälp av t.ex. datorprogrammet SIMAN/Arena (Kelton m.fl., 2007). Arena-miljön möjliggör dynamisk händelsestyrd programmering, vilket innebär att man kan simulera dynamiska förlopp samtidigt som man beaktar olika slumpmässiga händelser. Med Arena finns goda möjligheter att visualisera simuleringarna, vilket ökar modellens kommunikerbarhet.

I simuleringarna kör maskinen först ut till beståndet, och förflyttar sig sedan till de olika uppställningsplatserna (figur 7). Vid varje uppställningsplats följer en sekvens av rörelser beroende på typ av maskin, t.ex. kran ut, gripa, klippa, kran in, avläggning. Dessa rörelser utförs tills alla stammar (entiter) är avhuggna inom kranens räcklängd. Därefter kör maskinen vidare till nästa uppställningsplats. Planerade avbrott, som t.ex. pauser och raster, liksom oplanerade (slumpmässiga) avbrott såsom sönderkörning, kan läggas in i modellen.

Maskinen kan också arbeta efter ett bestämt dygnsschema, med bestämda tidpunkter för start och avslutning av arbetsdagen (kan vara intressant om man t.ex. vill jämföra en- och tvåskiftesarbete). Andra styrande parametrar för maskinens arbete kan vara olika väderfaktorer, t.ex. snödjup och markens vatteninnehåll. Historiska tim- eller dygnsvisa väderdata för en viss plats i Sverige, t.ex. om snödjup och nederbörd, kan erhållas från SMHI, och på så sätt kan man även få reda på vilken betydelse väderleken har för resultatet.

Egentligen arbetar Arena med ”resurser” istället för med ”maskiner”, vilket gör att modellen blir flexibel i den mening att man inte blir låst vid en viss teknik. I modellen kan man också lägga in arbetsoperationer som pågår parallellt, t.ex. en skotare som samtidigt kör materialet till en större avlägg. På så vis får man reda på om det uppstår väntetider, t.ex. för en skotare som följer en

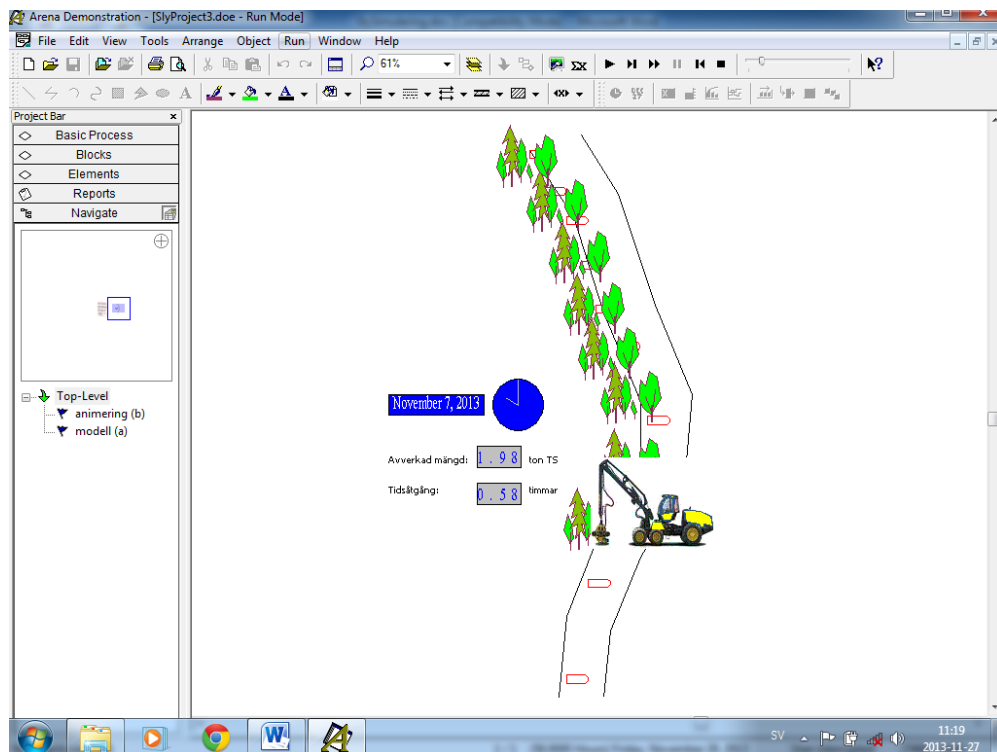
basmaskin. Därmed kan man också testa olika scenarier för att dimensionera maskinsystemen (dvs. minimera väntetiderna), beroende på hur bestånden och transportavstånden ser ut i det aktuella fallet.

Som indata till modellen behövs t.ex. tidsåtgången för olika krancykler, körhastighet, arbetsschema, m.m. Svårigheter med indata vid denna typ av simulering kan uppstå vid t.ex. selektiv röjning och vid starkt varierande terrängförhållanden. I dessa fall kan det vara svårt att både få fram tillförlitliga indata och att modellera händelseförloppen.

Exempel på utdata är olika maskinprestanda, t.ex. skördad biomassamängd (se ovan), total tidsåtgång, tid för ”produktivt” arbete och tid för olika typer av uppehåll, väntetider, m.m.

### Beräkning av totala kostnader

Utdata från simuleringarna, framförallt de med avseende på tidsåtgång och prestanda, används sedan i en Excel-modell för att beräkna de totala kostnaderna. Genom att multiplicera tidsåtgången med timkostnaderna, får man kostnaderna för de olika arbetsoperationerna. Dessa kostnader sätts sedan i relation till den skördade mängden biomassa. Kostnadsberäkningarna kan omfatta hela kedjan från bestånd till panna.



Figur 7. Simulering i Arena av en maskin som skördar ett genererat sly-bestånd (ett antaget 5 m (främst björk)+5 m (gran-björk) – bestånd enl. Kvarnmon AB:s skördeprinciper) längs en skogsväg (obs, exemplet visar en förenklad modell för hur det skulle kunna se ut, en färdig modell finns ej).

## Referenser

- Iwarsson Wide, M. 2009a. Teknik och metod Ponsse EH25. Trädbränsleuttag med Ponsse EH25 i kraftledningsgata. Arbetsrapport nr 681. 2009. Skogforsk.
- Iwarsson Wide, M. 2009b. Skogsbränsleuttag i vägkanter Bracke C16. Arbetsrapport nr 695. 2009. Skogforsk.
- Iwarsson Wide, M. 2009c. Skogsbränsleuttag i vägkanter Ponsse Dual med EH25. Arbetsrapport nr 696. 2009. Skogforsk.
- Johansson, T. 1999a. Biomass equations for determining fractions of pendula and pubescent birches growing on abandoned farmland and some practical implications. *Biomass and Bioenergy*, 16, 223-238.
- Johansson, T. 1999b. Biomass equations for determining fractions of European aspen growing on abandoned farmland and some practical implications. *Biomass and Bioenergy*, 17, 471-480.
- Johansson, T. 2000. Biomass equations for determining fractions of common and grey alders growing on abandoned farmland and some practical implications. *Biomass and Bioenergy*, 18, 147-159.
- Kelton, W. D., Sadowski, R. P. & Sturrock, D. T. 2007. Simulation with Arena. McGraw-Hill, Boston.
- Kershaw, J. A., Richards, E. W., McCarter, J. B. & Oborn, S. 2010. Spatially correlated forest stand structures: A simulation approach using copulas. *Computers and Electronics in Agriculture*, 74, 120-128.
- Kokkila, T., Mäkelä, A. & Nikinmaa, E. 2002. A method for generating stand structures using Gibbs marked point process. *Silva Fennica*, 36, 265-277.
- Marklund, L. G. 1988. Biomassfunktioner för tall, gran och björk i Sverige. Rapport 1988:45. Inst. för skogstaxering, SLU. 73 sid.
- Pretzsch, H. 1997. Analysis and modelling of spatial stand structures. Methodological considerations based on mixed beech-larch stands in Lower Saxony. *Forest Ecology and Management*, 97, 237-253.
- Pretzsch, H., Biber, P. & Ďurský, J. 2002. The single tree-based stand simulator SILVA: construction, application and evaluation. *Forest Ecology and Management*, 162, 3-21.
- SOU. 2007. Bioenergi från jordbruket – en växande resurs. Statens offentliga utredningar (SOU), SOU 2007:36.
- Valentine, H. T., Herman, D. A., Gove, J. H., Hollinger, D. Y. & Solomon, D. S. 2000. Initializing a model stand for process-based projection. *Tree Physiology*, 20, 393-398.
- Wang, J., Sharma, B. D., Li, Y. & Millere, G. W. 2009. Modeling and validating spatial patterns of a 3D stand generator for central Appalachian hardwood forests. *Computers and Electronics in Agriculture*, 68, 141-149.



## Bilaga 3. Intryck från en studieresa i slyets tecken

Lennart Eriksson

Inom det så kallade slyprojektet fattades under våren 2013 beslutet att genomföra ett studiebesök hos ett konkret företag som verkar inom just vårt målområde. Vi besökte således den första och andra oktober 2013 Kvarnmon AB i Östersunds kommun. Det visade sig bli en synnerligen lyckad studieresa. Inte det att jag/vi fick se flerträdshanterande skördare, eller flismaskiner eller transportsystem för sly och flis eller flislager eller vägkanter. Sådant har jag och de flesta i gruppen sett tidigare i verkligheten och via rapporter. Nej själva vitsen var att vi fick möta en sann entreprenör, Bo Granqvist som visade upp hela arbetskedjan i företaget och förklarade sammanhang och svarade på våra frågor.

Det är lätt hänt, när man ser ett fungerande företag, att man bortser från svårigheterna man haft att bygga upp företagets funktioner och lösa problemen med att sammanfoga resurserna till en fungerande kedja. I detta fall ett företag inriktat på bränsleproduktion i en kedja från slyskogen till eldningsanläggningen. Vid uppbyggnaden av kedjan dyker alla tänkbara problem upp. Jag exemplifierar med några frågeställningar som kom upp under exkursionsdagarna.

I Vi har i forskargruppen tidigare bland annat råkat ut för frågan om vem som äger marken där man kan tänka sig slyskörd och hur man ska sköta markägarkontakter och avtal för avverkning och ersättning. Sett från det hållet blir lösningarna komplicerade, näst intill omöjliga att klara ut. Man kan jämföra med de lantmäteriförrättningar där staten verkar för ett mer sammanhållet ägande som i den ägosplittrade Siljansbygden. Eller med dragning av motorvägar och järnvägar eller kraftledningar. Här krävs det ordentliga insatser med specialister som lantmätare och jurister som företräder parterna på båda sidor. Entreprenören Bosse har löst detta smått oöverstigliga problem helt elegant genom att upprätta avtal med vägsamfälligheter, byföreningar och liknande samt med större markägare snarare än med enskilda privata markägare. Därmed undgår man tusen konfliktorsaker. Vilken vettig markägare vill stöta sig med den lokala föreningen? Den ovetlige går en svår framtid till mötes eftersom motparten utgörs av nära grannar som vill utveckla bygden, inte entreprenören som genomför skörd och fortsatt hantering av materialet. Föreningen beslutar sedan om hur ersättningen fördelas, kanske en del eller hela summan går till föreningens verksamhet och en del som direkt markägarersättningsättning. Projektet slyskörd blir därmed en lokal vitalitetsinjektion snarare än ett avverkningsuppdrag med alla administrativa konsekvenser. Dessutom, pengarna kommer i hög grad bygden till del snarare än att hamna på utbomarkägares konton.

II Inom forskningsgruppen diskuteras vilken potential, som finns för kanthuggning och avverkning i kraftledningsgator, i parker och inom reservatsområden och liknande. Exempelvis väggkantsavverkning inom området upp till 5 meter från väggkant kan begränsas starkt av vägens historik, när den byggdes, när väggkanten röjdes senast samt av jordart och fuktighet. Stor variation i slyförekomst leder till långa förflyttningssträckor mellan uppställningsplatser och låg täthet i slyförekomst (ton TS/km), vilket kan innebära tveksam ekonomi eller olönsamhet. Dessa problem har entreprenören Bosse hanterat genom att helt sonika sträcka ut avverkningen från femmetersgränsen från väggkant ytterligare in i angränsande bestånd ut till tio meter från väggkant

(5+5 avverkning). Beståndsavverkningen kan avse lövsanering i ungskog, gallring i medelålders skog eller underröjning i äldre skog. Till saken hör att skogen närmast en öppen yta, som i detta fall mot en väggkant, normalt är virkesrikare och håller en högre virkesproduktion till följd av att rotsystemen sträcker sig ut mot vägen och av ett intensivare ljusflöde mot kantträden. Det finns alltså skötselmässiga fördelar med ett mer frekvent röjnings- och gallringsprogram i beståndskant mot öppen yta än inne i beståndet. En utsträckt röjning/gallring in i angränsande bestånd gagnar således såväl slytäkten som skogsägaren.

Den sk 5+5 avverkningen underlättas av eller rentav förutsätter en förenklad avtalsituation för entreprenören med uppgörelser med vägföreningen eller motsvarande istället för med enskilda skogsägare. Föreningen sköter sedan dispositionen av överskottet enligt markägarnas intentioner.

III Under exkursionen i Jämtland fick vi, utöver den mer ordinära väggkantsröjningen respektive slytäkt i konfliktbestånd (oröjd ungskog), se eller höra berättas om exempel på slyavverkningar som:

- Bystädning. Det vill säga uppröjning av igenväxande åkrar och dikeskanter nära hus och samhällen.
- Kantröjning längs sjöar.
- Siktröjning mot vattendrag och sjöar.
- Gallring/röjning i tätortsnära parker.

Det finns med andra ord en mångfald alternativ för slytäkt, inte minst i en befolkningsmässigt tynande landsbygd med allt färre betande djur. I de flesta fall är slytäkt den mest realistiska metoden för att hålla markerna kring hus och byar öppna, återskapa utsikter som slyar igen, åstadkomma en boendemiljö där grannarna kan se varandra, etc.

I alla dessa fall förbättras och underhålls livsmiljön för den lokala befolkningen, varför det är lätt att engagera lokala föreningar och komma fram till acceptabla avtal. Alla vinner på åtgärderna.

IV Vid de olika exkursionspunkterna framkom fördelarna av eller snarare kraven på att de olika leden i produktionskedjan, från oavverkat sly till utvunnen energi i pannan, samordnas väl. Det kan handla om att flisproducenten levererar rätt mängd vid rätt tidpunkt för att minska lagerhållningsproblemen för värmeverket och att råvara av önskad kvalitet levereras för ökad effektivitet i pannan. På liknande sätt tjänar alla aktörer i kedjan på att samarbeta så att produktion (avverkning, flisning), lagring, lastning, transport och lossning sker så effektivt som möjligt. Man förbättrar på det sättet totalekonomi i slytäkten, vilket ger lönsamhet i alla ingående led.

En sak som framgick på flera sätt under exkursionen var att hela verksamheten med lokal bränsleproduktion för egen förbrukning genomgående betraktas positivt av befolkningen, lokal produktion med låga transportkostnader. I högsta grad ett tänkande som anpassats till den nya tidens krav.