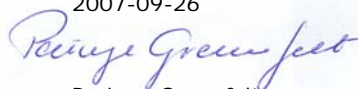


Skogsskötsel och vattenkvalitet

En sammanställning av resultat
från skärm- och bårdförsök inom
SUFOR

Cecilia Akxelsson, IVL Olle Westling, IVL
Göran Örlander, Växjö Universitet
B1752
September 2007

Rapporten godkänd
2007-09-26



Peringe Grennfelt
Forskningschef

Organisation IVL Svenska Miljöinstitutet AB	Rapportsammanfattning
Adress Box 21060 100 31 Stockholm	Projekttitel Skogsskötsel och vattenkvalitet Anslagsgivare för projektet SUFOR
Telefonnr 08-598 563 00	
Rapportförfattare Cecilia Akselsson, IVL, Olle Westling, IVL, Göran Örlander, Växjö Universitet	
Rapporttitel och undertitel Skogsskötsel och vattenkvalitet. En sammanställning av resultat från skärm- och bårdförsök inom SUFOR	
Sammanfattning <p>Valet av skogsbruksmetoder har stor betydelse för avrinningsvattnets kvalitet. I denna rapport sammanställs resultat från mätningar av vattenkvalitet i markvatten på hyggen och i skärmar med och utan markberedning, nedfallmätningar på hyggen och i skärmar med olika skärmtäthet samt mätningar av vattenkvalitet och tillväxt i försöksområden med lövskogsbårder längs vattendrag. Resultaten från de tre skärmlokalerna Lönsboda, Asa och Siljansfors visar att skärmställningar kan reducera kväveutlakningen i föryngringsfasen kraftigt. Ingen förhöjning av kvävehalterna skedde efter skärmavvecklingen. Resultaten från en surveystudie i södra Sverige indikerade att en skärmtäthet på ca 200 träd per hektar helt förhindrar en förhöjning av kvävehalten i markvatten även i områden med högt kvävenedfall. Resultaten från försöken indikerar att markberedningens effekter på kväveutlakningen är små och bidraget till den totala kväveutlakningen på lång sikt är försumbar. Torrdepositionen är större i skog än på hyggen vilket kan innebära en högre försurningsbelastning i skärmar, men skillnaden mellan svaveldeposition i skärm och på hygge är av mindre betydelse med dagens låga deposition. Inga effekter på vattenkemin av lövbårder kring vattendrag kan säkerställas för de drygt åtta år som försöket pågått, men åtta år är för kort tid för att få svar på om lövbårder leder till vattenkemiska effekter till följd av annan kvalitet på förnan som når vattendraget. Tillväxten var betydligt lägre i lövzonerna än i granzonerna, men detta kan i viss mån motverkas genom att anlägga lövzoner direkt efter avverkning i stället för att gallra fram det.</p>	
Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område eller näringsgren Skogsbruk, vattenkvalitet, kväveutlakning, skärm, lövbård, markberedning, deposition	
Bibliografiska uppgifter IVL Rapport 1752	
Rapporten beställs via Hemsida: www.ivl.se , e-post: publicationservice@ivl.se , fax 08-598 563 90, eller via IVL, Box 21060, 100 31 Stockholm	

Sammanfattning

Skogen har i flera avseenden positiva miljöeffekter, bland annat genom att kväve ackumuleras i biomassan vilket innebär att kväveutlakning och därmed övergödning motverkas. Skogsbruksingrepp såsom kalhuggning och markberedning kan dock innebära att skogsmarkens förmåga att binda näringsämnen minskar, vilket kan leda till förhöjda halter i avrinningsvattnet. Valet av skogsbruksmetoder har stor betydelse för avrinningsvattnets kvalitet. I denna rapport sammanställs resultat från mätningar av vattenkvalitet i markvatten på hyggen och i skärmar med och utan markberedning, nedfallmätningar på hyggen och i skärmar med olika skärmtäthet samt mätningar av vattenkvalitet och tillväxt i försöksområden med lövskogsbårder längs vattendrag.

Resultaten från de tre skärmlokalerna Lönsboda i Skåne (156 träd per hektar), Asa i Småland (121 träd per hektar) och Siljansfors i Dalarna (126 träd per hektar) visar att skärmställningar kan reducera kväveutlakningen i föryngringsfasen kraftigt. I hyggerna ökade kvävehalten till en topp ca två år efter avverkning, varefter den avtog igen. Ökningen var störst i Lönsboda, den sydligaste lokalen med högst kvävebelastning, där halten i markvatten som högst uppgick till 4 mg/l. Även i skärmarna skedde en viss ökning, men halterna uppgick som högst till 0.25 mg/l. Ingen förhöjning av kvävehalterna skedde efter skärmavvecklingen.

Resultaten från en surveystudie i södra Sverige visade tydligt att halterna i markvattnet på hyggen var högre i områden med hög kvävedeposition. I skärmarna gick det inte att fastställa någon liknande trend. Studien indikerade vidare att en skärmtäthet på ca 200 träd per hektar helt förhindrar en förhöjning av kvävehalten i markvatten även i områden med högt kvävenedfall. Halterna av näringsämnena kalcium och kalium var generellt sett högre i markvatten på hygge än i skärm. Det fanns inga tecken på en ökning av utlakningen orsakad av skärmavvecklingen. Därmed motverkar skärmarna en ökad förlust av kalcium och kalium i föryngringsfasen. Markberedning ledde till något högre halter av kväve på hygge under en kort period i två av de tre lokalerna, Asa och Siljansfors, men resultaten från försöken indikerar att markberedningens effekter på kväveutlakningen är små och bidraget till den totala kväveutlakningen på lång sikt är försumbar. I skärmarna var halterna något högre i de markberedda ytorna, i Siljansfors och Lönsboda, men halterna i skärmarna var på en så låg nivå att det är av mindre betydelse för utlakad mängd kväve. Torrdepositionen är större i skog än på hyggen vilket kan innebära en högre försurningsbelastning i skärmar, men skillnaden mellan svaveldeposition i skärm och på hygge är av mindre betydelse med dagens låga deposition.

Inga effekter på vattenkemin av lövbårder kring vattendrag kan säkerställas för de drygt åtta år som försöket pågått. Samma mönster för variationen över tiden finns både i bäckar med lövbårder och referensbäckar, med ökat pH samt minskade halter av kalcium, magnesium, och aluminium. Variationen kan förklaras av högt havssaltsnedfall i början av 1990-talet till följd av stormar, samt det generellt minskade nedfallet av försurande ämnen i Sverige. Åtta år är för kort tid för att få svar på om lövbårder leder till vattenkemiska effekter till följd av annan kvalitet på förnan som når vattendraget. Tillväxten var betydligt lägre i lövzonerna än i granzonerna, men detta kan i viss mån motverkas genom att anlägga lövzoner direkt efter avverkning i stället för att gallra fram det. Kostnaden av tillväxtminskningen om man lämnar en 10 m bred lövzon längs alla vattendrag på en genomsnittlig fastighet i Sverige beräknades till 800 kr/år.

Summary

Growing forests lead to several positive environmental effects, such as nitrogen accumulation in biomass and thus reduced nitrogen leaching. Forestry methods such as clear cutting and soil scarification may, however, lead to reduced ability of the forest soils to bind the nutrients, which may lead to elevated concentrations in the runoff water. In this report, results from measurements of water quality in soil water on clearcuts and in shelterwoods with and without soil scarification, deposition measurements on clearcuts and in shelterwoods with different density, and measurements of water quality and growth in research areas with zones of deciduous forests along streams, were compared.

Results from the three shelterwood sites Lönsboda (156 trees per hectare), Asa (121 trees per hectare) and Siljansfors (126 trees per hectare) show that shelterwood can substantially reduce the nitrogen leaching in the regeneration phase. In the clearcuts the nitrogen concentration increased to a maxima about two years after clear cutting, after which it decreased. The increase was the biggest in Lönsboda, the site with the highest nitrogen load, where the concentration amounted to 4 mg per litre at the most. Also in the shelterwood there was a small increase, but the highest concentration amounted to only 0.25 mg/ litre. No increase occurred after cutting the shelterwood.

The results from a survey study in southern Sweden clearly showed that the concentrations in the soil water on clearcuts were higher in areas with high nitrogen deposition. In the shelterwood no similar trend could be identified. The study further indicated that a shelterwood density of about 200 trees per hectare completely prevents an increase of the nitrogen concentration in soil water also in areas with high nitrogen deposition. The concentrations of the nutrients calcium and potassium were generally higher on clearcuts than in shelterwood, thus shelterwoods counteracts an increased loss of calcium and potassium in the regeneration phase. Soil scarification led to somewhat higher concentrations of nitrogen on clearcuts during a short period in two of the three sites, Asa and Siljansfors, but results from the experiments indicate that the effects are small and the contribution to the total nitrogen leaching on a long term is neglectable. Soil scarification effects in shelterwood were also small and of minor importance for the total leached nitrogen. The dry deposition of acidifying air pollution is greater in forests than on clearcuts, which may lead to higher acidification impact in shelterwood. However, the difference between sulphur deposition in shelterwood and on clearcuts is of minor importance at the low deposition of today.

There were no significant effects of the deciduous zones along streams on the the water chemistry, during the eight years that the experiment has run. The pattern of variation over time was the same in streams with deciduous zones and the reference streams, with increased pH and decreased concentrations of calcium, magnesium and aluminium. The variation can be explained by high sea salt deposition in the beginning of the 1990:ies due to storms, and the generally decreasing deposition of acidifying compounds in Sweden. Eight years is not enough time to answer the question if deciduous zones along streams lead to effects on water chemistry due to another quality of the litter that reaches the stream. The growth was substantially lower in the deciduous zones than in the coniferous zones, but it can partly be counteracted by establishing deciduous zones immediately after clearcutting, instead of creating them through thinning. The cost of the growth decrease caused by the 10 m wide deciduous zone on an average forest property in Sweden (ca 50 ha in size) was estimated to 800 Skr per year.

Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	3
Summary	4
1 Inledning.....	6
2 Syfte.....	7
3 Näringsutlakning i skärmar och på hyggen med och utan markberedning.....	7
3.1 Inledning.....	7
3.2 Material och metoder.....	8
3.2.1 Surveystudie i skärmar i depositionsgradient	8
3.2.2 Studie i skärmar i Lönsboda, Asa och Siljansfors.....	10
3.3 Resultat och diskussion	12
3.3.1 Surveystudie i skärmar i depositionsgradient	12
3.3.2 Studie i skärmar i Lönsboda, Asa och Siljansfors.....	13
3.4 Slutsatser.....	19
4 Deposition i skärmar med olika täthet.....	19
4.1 Inledning.....	19
4.2 Material och metoder.....	20
4.3 Resultat och diskussion	21
4.4 Slutsatser.....	24
5 Effekter av bårder med lövskog längs vattendrag på vattenkvalitet och biodiversitet.....	24
5.1 Inledning.....	24
5.2 Material och metoder.....	25
5.3 Resultat och diskussion	26
5.4 Slutsatser.....	28
6 Referenser.....	29
Bilaga 1. Beskrivning av försökslokalerna i surveystudien.....	31
Bilaga 2. Baskatjonkoncentrationer i markvatten i skärm och på hygge med och utan markberedning.....	33

1 Inledning

Den växande skogens påverkan på biogeokemiska kretslopp innebär i flera fall önskade miljöeffekter. Klimateffekter av koldioxid och övergödning orsakad av förhöjd deposition av kväve motverkas genom ackumulering i träd och mark. Deposition av miljöstörande ämnen binds i stor utsträckning i skogsmarkens organiska skikt. Skogsbruket bidrar med produktion av förnyelsebara råvaror samt bränslen till energisektorn som kan ersätta sämre alternativ ur miljösynpunkt.

Ett problem med markanvändning och produktion av biomassa är risken för utlakning av näringsämnen, t. ex. kväve och fosfor, som kan orsaka övergödning av vattenmiljön. Det är främst jordbruk som bidrar till en hög belastning av kväve och fosfor på ytvatten. Skogen och skogsbrukets inverkan på överskott av näringsämnen som kväve kan närmast betraktas som en ”miljötjänst” under förutsättning att de naturliga processerna i skogen utnyttjas på ett bra sätt. Den största risken för att skogsbruk ska ge upphov till störningar av biogeokemiska processer finns i förnygringsfasen (Akselsson m.fl., 2004). Samtidigt finns möjligheter att anpassa förnygringen för att minska riskerna samt att förbättra möjligheterna att förnygra på ett miljöanpassat sätt i framtiden.

Vid förnygringsavverkning i ett steg sker en kraftig minskning av kväveupptaget samtidigt som mineraliseringen ökar, vilket ofta leder till en förhöjd kväveutlakning (Adamson and Hornung, 1990; Wiklander m.fl., 1991; Rosen m.fl., 1996; Ahtiainen and Huttunen, 1999; Hermann m.fl., 2001). Förhöjningen är störst i områden med hög kvävebelastning från atmosfären (Akselsson m.fl., 2004) eftersom mineraliseringen av kväve ökar vid ökad kvävetillgång (Andersson m.fl., 2002). I sydvästra Sverige, med förhållandevis hög kvävedeposition, kan kväveutlakningen från hyggesfasen vara upp till 40 % av den totala utlakningen under en omloppstid (Akselsson m.fl., 2004). Kväveemissionerna har visat sig vara betydligt svårare att minska än svaveldepositionen (Schöpp m.fl., 2003) som minskat avsevärt i Sverige sedan 1980. Det finns inga tydliga tecken på en minskning av kvävedepositionen i Sverige enligt mätningar i krondroppsnätet och nederbördskemiska nätet (Lövblad m.fl., 1995). Det är därför troligt att kvävebelastningen kommer att vara hög även i framtiden och att problemen med förhöjd utlakning från kalhyggen kommer att kvarstå.

Även om jordbruk och tätorter ger de största antropogena bidragen till den totala kvävebelastningen på havet (Bergstrand m.fl., 2002) så ökar kraven att minimera även den antropogena delen av kväveutlakningen från skogsbruket. Åtgärder för att minska kväveutlakning från hygge är skogsbrukets del i arbetet med att uppnå miljö kvalitetsmålet ”Ingen övergödning” (Naturvårdsverket, 2003). Skärmskogsbruk, markberedning och anläggande av vegetationsbårder vid vattendrag är exempel på metoder som kan påverka läckaget. Val av skogsbruksmetoder har även stor påverkan på tillgången på baskatjoner i marken (Akselsson, 2005). Baskatjoner är, förutom viktiga växtnäringsämnen, även avgörande för markens förmåga att motverka försurning.

Denna rapport redovisar resultat från fältförsök med skärmar, markberedning och bårder som utförts inom ramen för det MISTRA-finansierade programmet SUFOR - Sustainable Forestry in Southern Sweden. Fältförsöken har delvis genomförts med andra syften än att studera miljöeffekter i förnygringsfasen, men kan även bidra med värdefull kunskap om möjligheterna att ”miljöanpassa” förnygringen.

2 Syfte

Det övergripande syftet med dessa studier är

- att kvantifiera effekter av skärmar på deposition och utlakning av kväve och baskatjoner
- att studera markberedningens effekt på utlakningen av kväve och baskatjoner
- att utvärdera effekten av vegetationsbårder på vattenkvalitet, skogsproduktion samt några kvalitetsmässiga virkesegenskaper.

Studien fokuserar på effekter på utlakningen från rotzonen, som i sin tur kan påverka avrinnande vatten. Studien syftar även till att utgöra ett underlag för en uppskalning av utlakningen av främst kväve i föryngringsfasen till regional och nationell nivå för att kvantifiera det potentiella bidraget av olika skogsbruksmetoder till eutrofiering av haven.

3 Näringsutlakning i skärmar och på hyggen med och utan markberedning

3.1 Inledning

Inom det praktiska skogsbruket används ibland skärmträd vid naturlig föryngring. Detta innebär att 100-200 stammar per hektar lämnas, vilket är mer än behovet av fröträd. Mest lämpad som skärmträd är tall och metoden används främst i barrblandskogar. Användningen av skärmträd är dock begränsad, på endast 6% av arealen avsedd för naturlig föryngring av tall stod mer än 100 fröträd/ha enligt Skogsstyrelsens polytax-inventering på 1990-talet (R5/7) (Strömberg m.fl., 2001).

En skärm underlättar föryngringen bland annat genom att minska risken för frost- och snytbaggeskador, samt minska vegetationskonkurrensen när nya plantor etableras. Andra fördelar är att skugg- och fuktberoende arter gynnas samt att den tidiga planttillväxten kan kontrolleras, vilket ger goda förutsättningar för produktion av virke med hög kvalitet. Metoden kan dessutom ha miljöfördelar genom minskad risk för förhöjd utlakning av näringsämnen eftersom ett aktivt rotsystem finns kvar i skärmen och fältskiktet bevaras i större utsträckning. Detta leder till ett större upptag än på hygget, samtidigt som skärmens beskuggning minskar mineraliseringshastigheten i markens översta skikt. Effektiviteten är sannolikt främst beroende på antalet stammar i skärmen. En annan skillnad mellan skärmar och hyggen är att i skärmar är torrdepositionen högre, speciellt i områden med hög deposition, vilket kan leda till både positiva och negativa miljöeffekter. Markberedning bör i regel utföras i skärmar där naturlig föryngring ingår som metod att återbeskoga, eftersom framför allt riklig gräsväxt försvårar etableringen av självsådda plantor. Markberedning har framförts som en möjlig orsak till ökad utlakning av kväve och andra näringsämnen, men antalet studier är relativt få. Antagandet om ökad kväveutlakning baseras på att markberedningen avlägsnar markvegetationen samt blandar in organiska skikt i mineraljorden, vilket kan leda till ökad nedbrytning och minskat upptag av kväve.

Försök med skärmar och markberedning har utförts i ett samarbete mellan Skogsvårdsorganisationen och Institutionen för sydsvensk skogsvetenskap, SLU, för att utveckla metoder för framgångsrik skogsföryngring i södra Sverige (Nilsson m.fl., 2006). I vissa fall har effekten på vattenkvaliteten studerats, med syftet att utvärdera miljöeffekter av skärmskogsbruk och

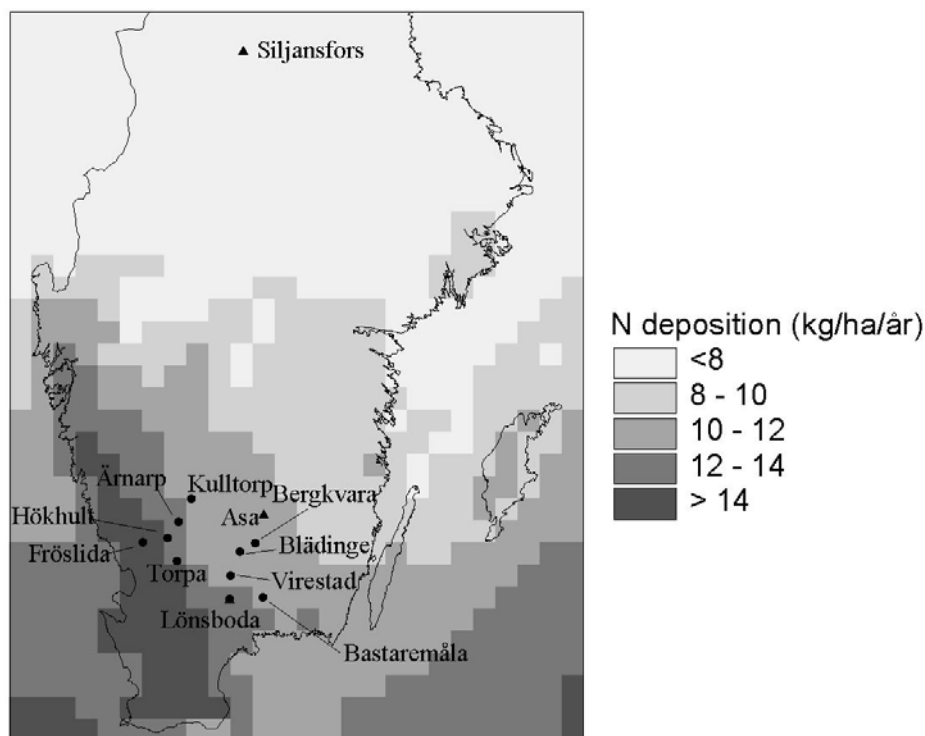
markberedning. I detta kapitel redovisas resultaten från två olika försök där effekter på vattenkvaliteten studerats.

3.2 Material och metoder

Två olika försök har genomförts där effekten av skärmar på vattenkvaliteten studerats: En surveystudie, våren 1999, i en depositionsgradient i södra Sverige, samt en studie av vattenkvaliteten i skärmar på tre lokaler i olika delar av Sverige, Lönsboda, Asa och Siljansfors, mellan åren 1996 och 2003. Syftet var att jämföra skillnaden i kväveutlakning mellan skärmställning och hygge med och utan markberedning samt att jämföra kväveutlakning från skärmar och hyggen vid olika nivåer på kvävedeposition.

3.2.1 Surveystudie i skärmar i depositionsgradient

Surveystudien bestod av tio ytpar med skärmställning och kala hyggen i en depositionsgradient från sydvästra Småland till Halland (Figur 1, Bilaga 1). Ytorna inom ett par valdes så att de låg med högst 5 km avstånd från varandra och att de var så lika varandra som möjligt beträffande mark och trädslag. Kravet på täthet i skärmarna sattes till minst 150 stammar per hektar, åtminstone i stora delar av skärmen och trädslaget skulle vara övervägande tall (>70 %). Kravet på det höga antalet stammar i skärmarna begränsade i praktiken antalet möjliga ytor och därmed möjligheten till en jämn utläggning i en kvävegradient. Kvävedepositionen varierade mellan 11 och 16 kg per hektar och år enligt SMHI:s modellering (medelvärde för åren 2002-2004; Figur 1).



Figur 1. Försökslokaler med skärmförsök. Cirkelna tillhör surveystudien medan trianglarna är studien i Asa, Lönsboda och Siljansfors. Kvävedepositionen är medelvärdet från 2002-2004 enligt SMHI:s MATCH-modell (Langner m.fl., 1996). I Lönsboda fanns en lokal från vardera studien.

Nitton av de tjugo ytorna var avverkade säsongen 1995/1996, det vill säga att ytorna hade legat under tre vegetationsperioder hösten 1998. En yta blev avvikande då den vid senare kontroll visade sig vara ett år äldre, det vill säga legat under fyra vegetationsperioder. I sju av de tio ytparen var både hygge och skärm markberedda, i två ytpar var enbart skärmen markberedd och i ett ytpar var enbart hygget markberett (Bilaga 1). Dominerande metod för markberedning var harvning. Riståkt hade genomförts på tre ytpar medan fem ytpar hade risat kvar. På de två övriga ytparen hade skärmen risat kvar medan riset tagits ut på hygget. Någon uppskattning av omfattning av riståkten på varje lokal gjordes inte men praktisk riståkt brukar innebära att hälften av biomassan avlägsnas. Jordmånens utseende har på flera lokaler haft karaktären av "övergångstyp", men klassificerats som järnpodsol då ett mårskikt utbildats liksom att så kallad sockring noterades under humusskiktet. Det indikerar begynnande podsolerung, samt att annan markanvändning ligger minst en omloppstid tillbaka i tiden.

Alla lokaler låg på friska moränmarker. Jordmånens var järnpodsol, förutom på en lokal med övergångstyp (Bilaga 1). Många ytor hade karaktär av gammal kulturpåverkan, det vill säga betesmark eller odling. Markhistoriken kan därmed variera mellan de två ytorna i ett par. Alla lokaler har dock varit beväxna med barrskog. Den dominerande vegetationstypen var smalbladig grästyp (Bilaga 1). Inmätningen av vegetationen skedde under maj till juni, varför en del skattningar fick göras hur omfattningen på vegetationen skulle komma att utvecklas, detta för att tidpunkten för mätning varierade mellan lokalerna.

Antalet provytor bestämdes till tio på varje skärmställning och fem på varje hygge. På två av de ytmässigt största skärmställningarna ökades provytorernas antal till det dubbla, det vill säga tjugo. En anledning var att här ha ytterligare möjlighet att studera olika variationer inom en och samma skärmställning. Provytans storlek var 1000 m², med en radie på 17.8 m. Själva centrumunkten utgjorde platsen för placeringen av en undertryckslysimeter. Utifrån denna punkt gjordes senare inmätningar och positionsbestämning av träd samt inmätning av vegetationens utbredning.

På varje skärmlokal lades ytorna ut systematiskt genom stegning. Eftersom varje skärm i sig uppvisade en variation i täthet gjordes en subjektiv justering så att några provytor förlades i tätare delar och några i glesare delar på varje lokal. När platsen för ett ungefärligt centrum valts ut systematiskt, gjordes en subjektiv val för en punkt att installera en lysimeter, som skulle ge ett representativt markvatten. När en lysimeter var installerad kom denna punkt att utgöra centrum för de övriga mätningarna. På hyggen gjordes samma systematiska utläggning för att få en jämn spridning av ytor, men även här skedde ett subjektivt val av provpunkt för installationen av lysimetrar.

Inmätningar av träd och vegetation i skärmarna skedde under maj till juni 1999. På varje provyta om 1000 m² registrerades träden med avseende på trädslag, diameter i brösthöjd och deras position koordinerades genom att ange väderstreck och avstånd från centrum. Vart tionde träd höjdmättes samt åldersbestämdes genom borrhning i brösthöjd. Även torrträd och högstubbar registrerades.

Studien av markvattnet gjordes som en engångsprovtagning. Provtagningen gjordes med hjälp av undertryckslysimetrar försedda med ett keramikfilter (P80). Keramikroppen placerades så nära 30 cm djup i mineraljorden som möjligt, i B-horisonten, med mineraljordsborr. Själva installationspunkten valdes så att det markvatten som insamlats utgjorde vatten som tidigare perkolerat genom ovanliggande markhorisonter ovanför keramikroppen. Ett annat kriterium för installationspunkten var att den låg minst 0,5 m från träd/stubbe eller synlig stor sten samt att punkten inte var belägen i någon svacka eller grop, detta för att undvika risken med att ytligt grundvattnet provtogs.

Installationen av lysimetrar skedde i mars- april 1999. På varje punkt registrerades djupet där lysimeterkroppen placerades, humustäckets tjocklek, jordmånstyp, textur, stenighetsindex, markfuktighet samt noteringar angående provpunkten. Efter installationen sattes ett undertryck på 70 centibar i en tryckkammare, som sedan omedelbart anslöts. Denna tryckkammare fungerade också som provtagningsflaska. För att effekterna av eventuella störningar i marken vid installationen av lysimetrarna skulle minimeras samt för att keramikroppen skulle komma i jämvikt med markvattnet, fick lysimetrarna samla vatten före aktuell provtagning. Tre trycksättningar och tömningar på markvatten gjordes på varje lysimeter under några veckor före provtagning.

Provtagning av markvatten för studie av kväveutlakning skedde 10-11 maj 1999. Lysimetrarna hade då haft fyra dagars undertryck. Alla lysimetrarna gav markvatten vid provtagningsstillfället. Volymerna per enskild lysimeter blev cirka 200 ml, endast 5 gav mindre än 100 ml. För endast ett av 180 prov erhöles inte tillräckligt med vatten för att göra alla analyser. Proven levererades till IVL Svenska Miljöinstitutet AB samma dag som provtagning skett.

Markvattnet analyserades både som enskilt prov (180 st) och som sammanslagna prover, det vill säga ett prov per lokal (5, 10 respektive 20 st). Analyser för varje enskilt prov gjordes med avseende på pH, ammoniumkväve, sulfationer, nitratkväve samt klorid. Därefter gjordes ett sammelvprov för varje lokal. Detta prov analyserades sedan på kalcium, magnesium, kalium, järn, mangan, aluminium samt totalt organiskt kol.

3.2.2 Studie i skärmar i Lönsboda, Asa och Siljansfors

Mätningar av näringshalten i markvatten på 50 cm djup på skärm och i hygge, med och utan markberedning, startades våren 1996 på lokalerna Lönsboda, Asa och Siljansfors som ligger i Skåne, Småland respektive i Dalarna. Lokalerna är valda så att de ligger i en gradient av atmosfäriskt kvävenedfall, med den högsta belastningen i Lönsboda och den lägsta i Siljansfors (Figur 1). Lokalerna ingår i ett större skärm- och markberedningsförsök som etablerades i nästan samtliga län i Sverige under perioden 1993 till 1996 i ett samarbete mellan Institutionen för sydsvensk skogsvetenskap, SLU och SKS (Nilsson m.fl., 2006). Huvudmålet med det nationella skärm- och markberedningsförsöket var att studera med vilken frekvens naturlig föryngring (främst tall) erhålls på så kallad mellanmark och hur skärmen påverkar planterade granplantor. Försöket användes även till andra studier, bland annat studier av näringsutlakning. Avverkning skedde under 1995 och plantering under tidig sommar 1996 (Tabell 1). Skärmarna avverkades på samtliga lokaler vintern 2001/2002.

Tabell 1. Tidpunkter för skogsbruksåtgärder samt antal träd före och efter avverkning i Asa, Lönsboda och Siljansfors.

	Asa	Lönsboda	Siljansfors
X koordinat (Rikets nät)	6335200	6258300	6755300
Y koordinat (Rikets nät)	1440800	1410100	1421900
Avverkning	mar-95	sep-95	apr-95
Markberedning	nov-95	nov-95	nov-95
Plantering	maj-96	jun-96	jun-96
Antal träd per hektar före avverkning	362	315	669
<i>Tall</i>	<i>269</i>	<i>167</i>	<i>220</i>
<i>Gran</i>	<i>93</i>	<i>133</i>	<i>449</i>
<i>Övriga</i>	<i>0</i>	<i>16</i>	<i>0</i>
Antal träd per hektar efter avverkning	121	156	126
<i>Tall</i>	<i>117</i>	<i>120</i>	<i>120</i>
<i>Gran</i>	<i>4</i>	<i>29</i>	<i>7</i>
<i>Övriga</i>	<i>0</i>	<i>8</i>	<i>0</i>

De tre lokalerna var belägna i frisk moränmark. Jodmånen var podsol och den dominerande vegetationstypen var blåbär. I försöket användes en skärmtäthet av ca 150 stammar/ha, varav minst 100 tallar/ha. På varje lokal fanns två minst 1 ha stora delytor med antingen skärm eller hygge. Skärm, respektive hyggesdelen delades sedan in i två parceller, minst 0.4 ha stora, som markberetts eller lämnats utan markberedning. Försöksleden var därmed:

1. Hygge, ingen markberedning
2. Hygge, markberett
3. Skärm, ingen markberedning
4. Skärm, markberett

Markberedningsmetoden var harvning som utfördes hösten 1995 på samtliga tre lokaler och de planterades med gran våren 1996.

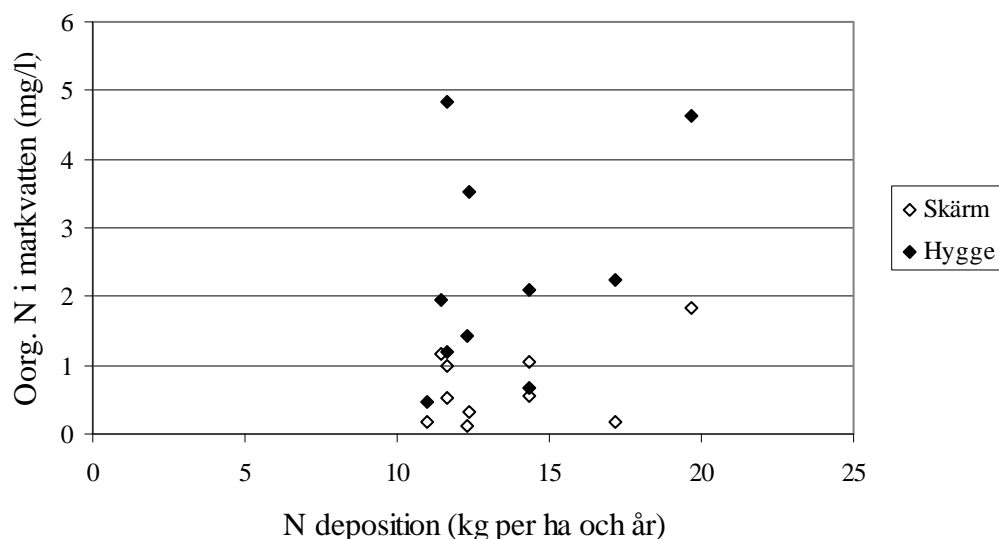
I samtliga parceller installerades fem lysimetrar. Dessa placerades slumpmässigt längs en diagonal över parcellen, men med restriktionen att minst två lysimetrar hamnade inom bearbetad mark och minst två i ostörd mark. Antalet lysimetrar var således 20 per lokal, totalt 60 st. Lysimetrarna på bearbetad mark placerades rakt under "gångjärnet" mellan mineraljord och omvänd torva. Lysimetrarna placerades på 50 cm djup i marken.

Provtagning utfördes med två månaders mellanrum från och med juni 1996 till och med oktober 1999 (förutsatt att marken inte var frusen). Efter skärmavvecklingen (vintern 2001/2002) återupptogs mätningarna med lägre frekvens (två gånger per år) för att studera effekter vid skärmavveckling. Vid varje analystillfälle analyserades generalprov från respektive lokal och försöksled, men vid några tillfällen utfördes analys för samtliga lysimetrar. Proverna analyserades med avseende på pH, sulfatsvavel, klorid, nitrat- och ammoniumkväve, TOC, baskatjonerna kalcium, magnesium, natrium och kalium, järn, mangan och aluminium.

3.3 Resultat och diskussion

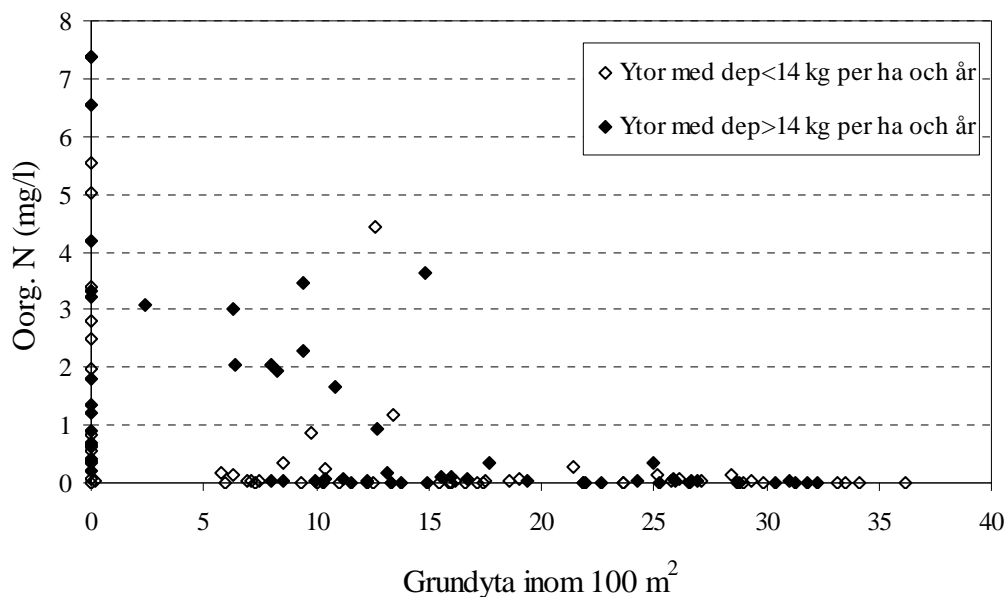
3.3.1 Surveystudie i skärmar i depositionsgradient

Resultaten från surveystudien visade att kväveutlakningen från skärmar var betydligt mindre än från hyggen (Figur 2, Tabell 2). En jämförelse mellan mätningarna i skärm (120 st) och på hygge (50 st) visade att den genomsnittliga halten av oorganiskt kväve i markvattnet var nästan tre gånger så hög på hygge som i skärm.



Figur 2. Koncentrationen av oorganiskt kväve i markvattnet som funktion av kvävedeposition i skärm och på hygge.

Variationen mellan de olika lysimetrarna inom de olika skärmarna och hyggerna var stor. De högsta halterna uppmättes i glesa delar av skärmarna (Figur 3). Vatten från lysimetrar som låg på platser med en täthet motsvarande en grundyta på minst 15 m² per hektar uppvisade mycket låga halter av kväve. Om den genomsnittliga diametern på skärmträden antas vara 30 cm, vilket den är i surveystudien, motsvarar detta cirka 210 träd per hektar. Med denna täthet på skärmen kan man, enligt denna studie, i princip helt motverka förhöjningen av kväveutlakning i förnyngningsfasen. Enbart 10 % av ytorna med högre täthet än 15 m² per hektar (59 st) uppvisade kvävehalter i avrinning på över 0.1 mg/l, och den högsta noteringen var 0.35 mg/l. Utlakningen från skärmar var därmed i nivå med utlakningen som vanligtvis uppmäts från slutet skog. På platser med mindre täthet (67 st) hade 40 % halter som översteg 1 mg/l, och den högsta noteringen var 7.4 mg/l. Förhöjda halter förekom oftare på lokaler med hög kvävedeposition än på lokaler med lägre deposition (Figur 2 och 3).



Figur 3. Koncentrationen av oorganiskt kväve i markvattnet som funktion av grunddyta i skärmar, uppdelat i två depositionsclasser för kväve, över 14 och under 14 kg per ha och år.

Förhöjda halter i glesare partier i skärmar kan leda till kväveutlakning till ytvatten, men det kan i viss mån även tas upp av omgivande träd innan det når ytvattnet. Det går därför inte att bedöma riskerna för kväveutlakning till ytvatten i glesa skärmar, utan att göra detaljerade studier av topografi, hydrologi och markegenskaper i beståndet.

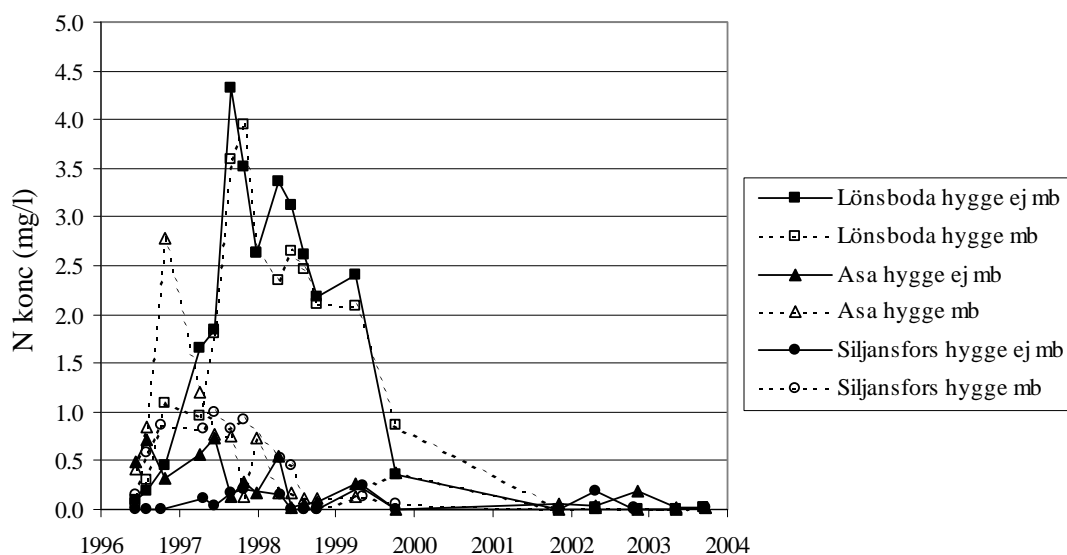
Tabell 2. Oorganiskt kväve i markvatten i skärm och på hygge (median, 25-percentil och 75-percentil).

Lokal	Oorg N (mg/l) Skärm			Oorg N (mg/l) Hygge		
	Median	25-perc	75-perc	Median	25-perc	75-perc
Bastaremåla	0.04	0.01	0.55	2.24	0.31	2.25
Bergkvara	0.03	0.02	0.11	0.40	0.05	0.88
Blädinge	0.01	0.01	1.51	0.22	0.20	2.02
Fröslida	0.65	0.06	3.11	4.49	3.90	6.52
Hökhult	0.07	0.01	0.35	0.94	0.67	4.15
Kulltorp	0.04	0.01	0.13	0.56	0.32	1.96
Lönsboda	0.01	0.01	0.04	4.03	3.41	4.24
Torpa	0.01	0.01	0.06	2.62	1.99	2.78
Virestad	0.14	0.01	0.73	4.21	2.88	5.77
Ärnarp	0.04	0.01	1.73	0.28	0.12	1.39

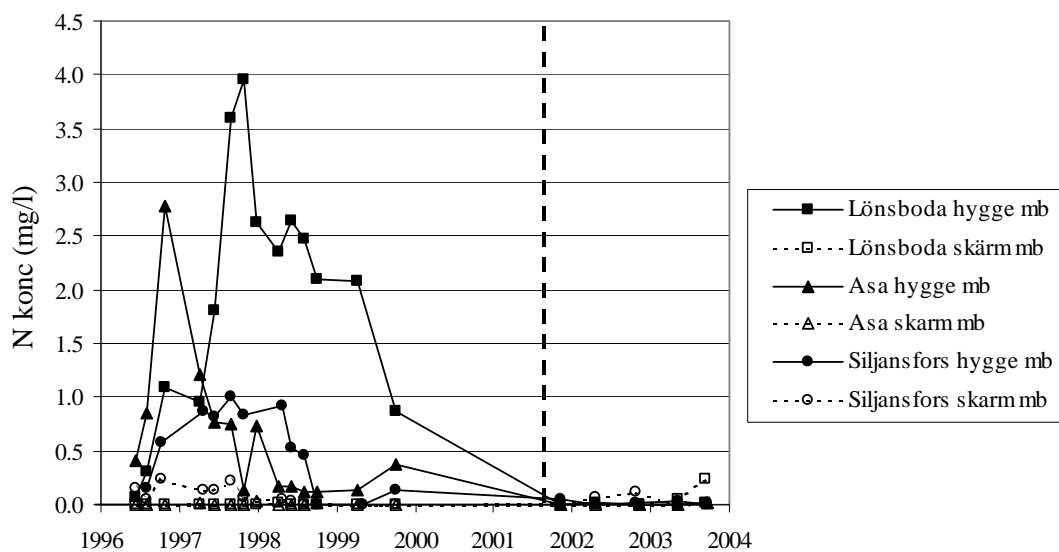
3.3.2 Studie i skärmar i Lönsboda, Asa och Siljansfors

Resultaten visar att kvävehalten i markvatten ökade kraftigt efter kalavverkning, och ökningen var störst i Lönsboda, där kvävebelastningen var den högsta, och lägst i Siljansfors med lägst kvävebelastning (Figur 4). I Lönsboda uppgick halterna till 4 mg/l (genomsnitt från fem lysimetrar) två år efter kalhuggning. Provytorna med markberedning på hygge gav något högre halter än provytorna utan markberedning i Asa och Siljansfors under en kortare period, framför allt under det första året efter det att mätningarna inleddes (andra året efter markberedning hösten 1995).

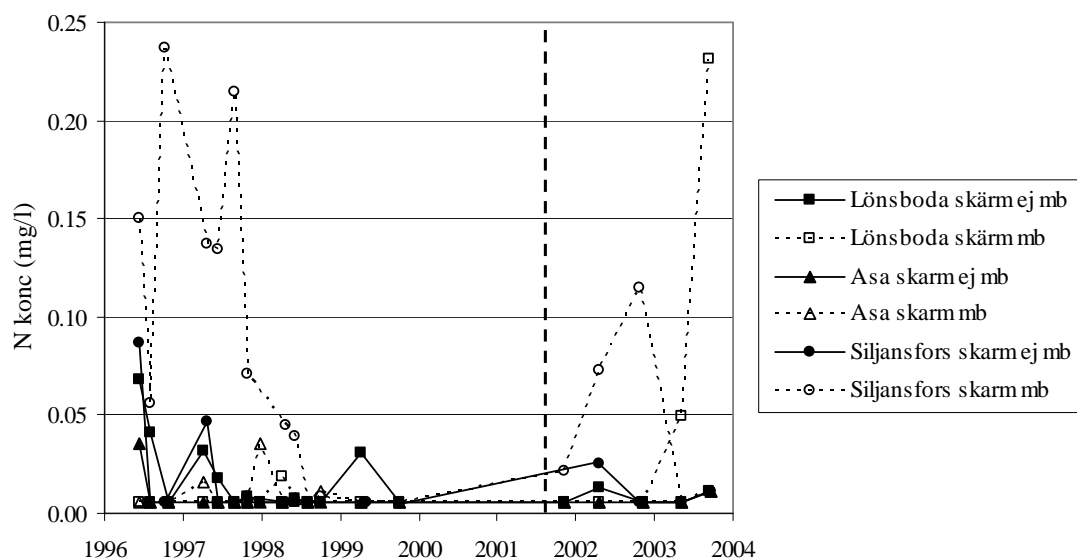
Efter ett par år hade halterna minskat till samma nivå som i ytan utan markberedning. I Lönsboda fanns ingen skillnad i kvävehalter mellan den markberedda och den ej markberedda ytan, varken på kort eller lång sikt. Försöket visade vidare att skärmarna motverkade förhöjningen av oorganiskt kväve i markvatten i föryngringsfasen (Figur 5). Halterna understeg 0.3 mg/l på samtliga lokaler under hela försöksperioden (Figur 6). Trots att halterna var låga i skärmarna fanns tydliga variationer inom försöksperioden, framför allt inom försöksleden med markberedning. I Siljansfors var halterna högst i början av försöksperioden (efter avverkning) samt i slutet av perioden (då skärmen avvecklats). I Lönsboda var halterna högst i slutet av perioden, efter att skärmen avverkats. Detta indikerar att det finns en förhöjning av kvävehalterna även i skärmar, samt att utlakningen kan öka efter att skärmen avvecklats, men att halterna är generellt så låga att det är av marginell betydelse för den totala kväveutlakningen från skogsmark. Att utlakningen är störst i skärmen i Siljansfors visar på att det inte enbart är depositionsnivån som avgör hur stor utlakningen blir. Den högre utlakningen i Siljansfors kan bero på att det ursprungliga beståndet i Siljansfors var avsevärt tätare än de två andra bestånden (Tabell 1) vilket innebär ett mindre rotsystem och därmed sämre möjligheter att ta upp näring hos skärmträden. Olika täthet kan också innebära olika typer av markvegetation, vilket också kan vara en bidragande orsak till skillnaderna.



Figur 4. Kvävekoncentrationer på hygge med och utan markberedning i Lönsboda, Asa och Siljansfors. Avverkningen utfördes under 1995.



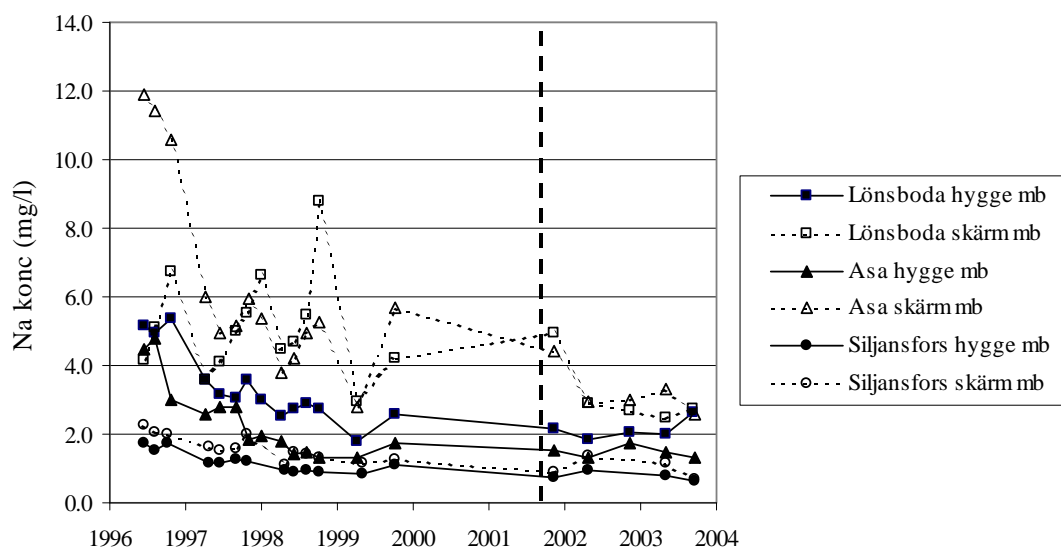
Figur 5. Kvävekoncentrationer i skärm och på hygge med markberedning i Lönsboda, Asa och Siljansfors. Avverkningen utfördes under 1995. Den vertikala streckade linjen indikerar tidpunkten då skärmen avvecklades.



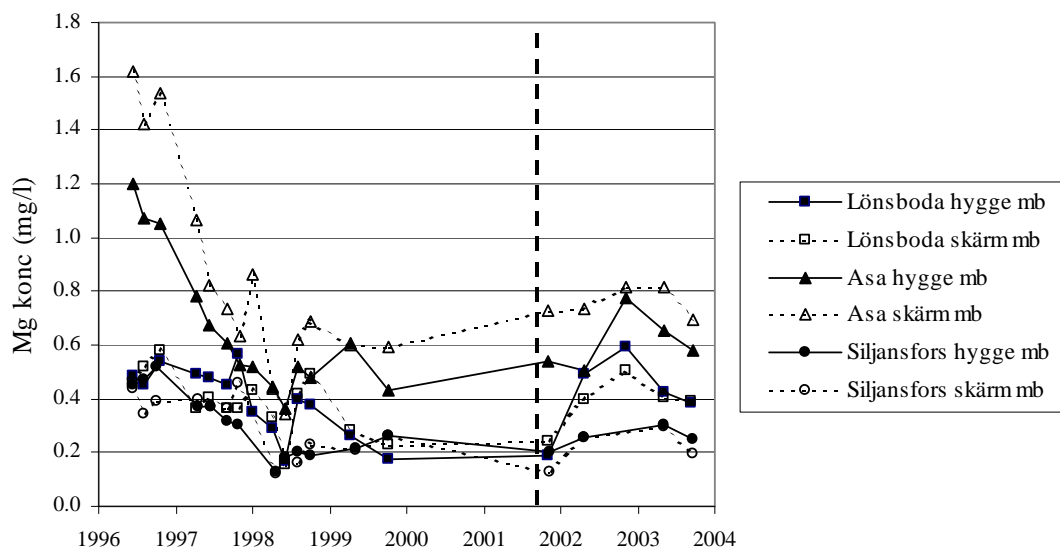
Figur 6. Kvävekoncentrationer i skärm med och utan markberedning i Lönsboda, Asa och Siljansfors. Avverkningen utfördes under 1995. Den vertikala streckade linjen indikerar tidpunkten då skärmen avvecklades. Observera att skillnaden i skalan på y-axeln jämfört med figur 4 och 5.

Halten av baskatjoner i markvattnet varierade mycket under mätperioden och mellan lokalerna och det är svårare än för kväve att dra några slutsatser om skogsbruksingreppens betydelse för halterna. Koncentrationen av natrium, som inte tas upp av vegetation i någon nämnvärd utsträckning och därmed inte bör påverkas av skogsbruksingreppen, visade på högre halter i början av mätperioden, efter den första avverkningen, än senare under mätperioden, omkring och efter skärmavvecklingen (Figur 7). Skärmlokalen i Asa utmärkte sig med avsevärt högre halter än i de andra lokalerna i början av mätperioden. Variationen av natriumkoncentrationen kan i stor utsträckning förklaras av variationer i havssaltsnedfall. I Siljansfors, som påverkas i mindre utsträckning av havssaltsnedfall, var skillnaden mellan början och slutet av mätperioden marginell. Magnesiumhalten (Figur 8) uppvisade en liknande bild som natriumhalten, vilket är rimligt med tanke på att vegetationens upptag av magnesium är relativt litet.

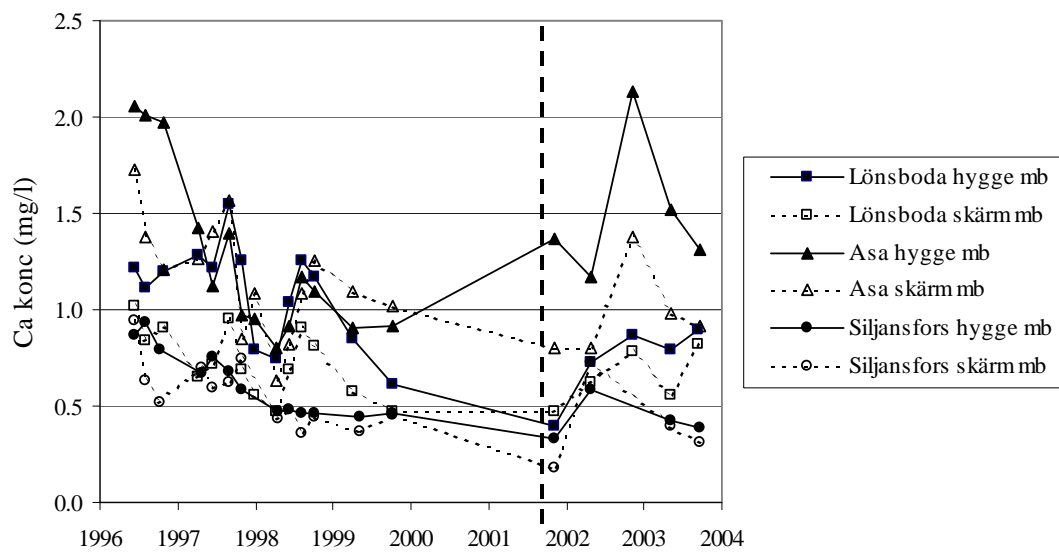
Även kalcium- och kaliumhalten påverkas i viss mån av variationer i havssaltsnedfall, men inte i lika hög utsträckning som natrium och magnesium eftersom halten i havssalt är avsevärt mindre. Den högre halten av kalcium och kalium i början av mätperioden beror troligtvis dels på högre havssaltsnedfall, dels på ett mindre upptag efter avverkning, framför allt på hyggena (Figur 9-10). Ökningen av kalcium efter skärmavvecklingen i Asa och Lönsboda kan dock inte helt förklaras av skärmavvecklingen eftersom även halten på hygge ökade, och inte heller av nedfallet av havssalt, eftersom motsvarande ökning inte finns för natrium, magnesium eller kalium. Det är oklart vad denna ökning i kalciumhalt kan bero på. I Asa och Lönsboda var utlakningen av kalcium från hygge generellt större än utlakningen i skärm (Figur 9). Detta kan förklaras med ett minskat upptag på hygget jämfört med skärmen. Halterna i Siljansfors var på dock på ungefär samma låga nivå. Efter skärmavvecklingen ökade utlakningen i skärmlokalen jämfört med hyggeslokalen i Lönsboda, så att de låg på samma nivå. Detta kan vara en effekt av skärmavvecklingen. Utlakningen av kalcium från hygge i Asa låg däremot kvar på en högre nivå än på lokalen med den avverkade skärmen, och här noteras ingen effekt efter skärmavvecklingen. För kalium var halterna generellt högre på hyggen än i skärm i Lönsboda och Siljansfors. Efter skärmavvecklingen var de dock på samma nivå vilket visar på att skärmavvecklingen inte leder till någon förhöjning av kaliumhalten. I Asa var dock halterna på ungefär samma nivå hela tiden, bortsett från vid två tillfällen under 1997 och 1998 då halten i skärm var avsevärt högre. Skärmlokalen i Asa var den som uppvisade störst variationer av baskatjonhalterna. Dessa variationer har dock troligen inte med skärmen att göra, utan beror på andra faktorer. Jämförelserna mellan baskatjonhalterna i markberedda och ej markberedda ytor visade inte på några entydiga resultat (Bilaga 2). Kalciumhalten tenderade vara något högre i de markberedda ytorna, vilket kan vara en effekt av markberedningen. Den ej markberedda ytan i Asa uppvisade avsevärt högre kaliumhalter än den markberedda, men det är inte troligt att denna skillnad har med markberedningen att göra. Den markberedda skärmen i Asa utmärkte sig dock med höga halter av alla baskatjoner jämfört med den ej markberedda ytan och även jämfört med ytorna i Lönsboda och Siljansfors.



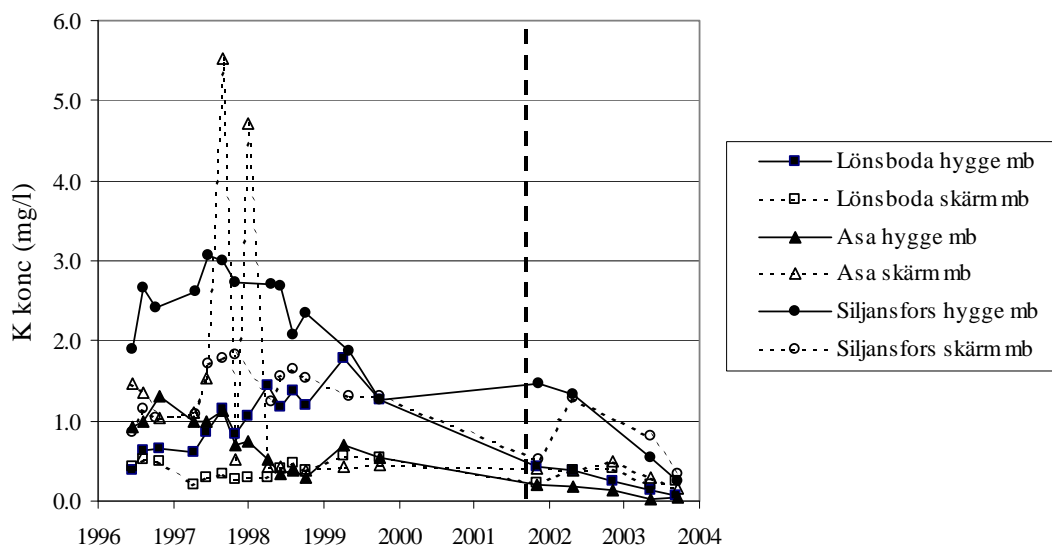
Figur 7. Natriumkoncentrationer på hygge och i skärm med markberedning i Lönsboda, Asa och Siljansfors. Den vertikala streckade linjen indikerar tidpunkten då skärmen avvecklades.



Figur 8. Magnesiumkoncentrationer på hygge och i skärm med markberedning i Lönsboda, Asa och Siljansfors. Den vertikala streckade linjen indikerar tidpunkten då skärmen avvecklades.



Figur 9. Kalciumkoncentrationer på hygge och i skärm med markberedning i Lönsboda, Asa och Siljansfors. Den vertikala streckade linjen indikerar tidpunkten då skärmen avvecklades.



Figur 10. Kaliumkoncentrationer på hygge och i skärm med markberedning i Lönsboda, Asa och Siljansfors. Den vertikala streckade linjen indikerar tidpunkten då skärmen avvecklades.

3.4 Slutsatser

Den förhöjda kväveutlakningen i föryngringsfasen kan reduceras kraftigt med hjälp av skärmar. Även i områden med hög kvävebelastning ledde en skärmtäthet på minst ca 200 träd per hektar (om träden antas vara 30 cm i brösthöjdsdiameter) till kvävehalter i markvattnet som motsvarar nivåer i slutna bestånd. I glesare skärmar och i större luckor kan förhöjda kvävehalter uppstå, den högsta uppmätta halten av oorganiskt kväve i surveystudien var 7.4 mg/l. Höga halter kväve i markvatten är vanligast i områden med hög kvävedeposition. Om detta kväve når grund- och ytvatten beror på topografi, hydrologi och markegenskaper i området.

På hyggena ökade kvävehalten i markvatten till en topp ca två år efter kalhuggning, varefter halterna avtog. En viss förändring i tiden kunde ses även i skärmarna, med högst halter efter avverkning samt efter avveckling av skärmen. Markberedning ledde i två fall av tre till kortvarigt högre kvävehalter i markvattnet. Förhöjningen var dock liten. Markberedningens effekter på kväveutlakningen var små och bidraget till den totala kväveutlakningen på lång sikt var försumbar. Resultaten indikerar vidare att risken för förhöjd kväveutlakning efter markberedning inte ökar i områden med hög kvävebelastning. Även skärmarna uppvisade en viss förhöjning av kvävehalterna efter markberedning men nivåerna var generellt mycket låga. Halterna var vid alla tidpunkter lägre än 0.3 mg/l (medel från fem lysimetrar) på samtliga tre lokaler där mätningar utförts mellan 1996 och 2003, både med och utan markberedning. Skärmar i kombination med markberedning kan därför ses som en metod att minska utlakningen av oorganiskt kväve och andra näringsämnen.

Halterna av näringsämnena kalcium och kalium var högre i markvatten från hyggena jämfört med markvattnet från skärmarna. Skärmavvecklingen ledde inte till någon förhöjning av halterna, vilket innebär att förlusterna av kalcium och kalium i föryngringsfasen är högre på hygge än i skärm.

4 Deposition i skärmar med olika täthet

4.1 Inledning

Totaldepositionen till skog kan delas upp i våtdeposition, som tillförs marken via nederbörd, samt torrdeposition, som fastnar på träden då dessa filtrerar vinden. Torrdepositionen sköljs därefter ner till marken med nederbörden. Krondroppsmätningar reflekterar totaldepositionen för svavel, natrium och klorid. För kväve, kalcium, magnesium och kalium sker interncirkulation och transformationer i kronan vilket innebär att krondroppet inte direkt avspeglar våt- och torrdepositionen.

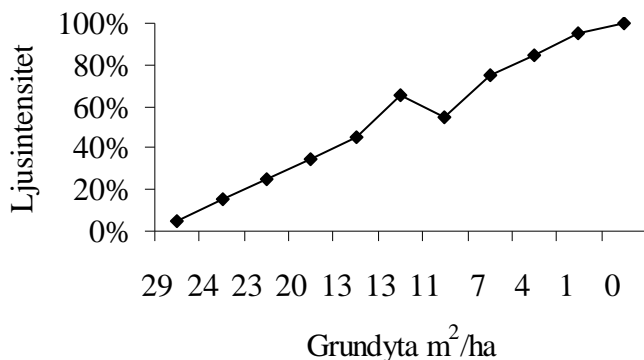
Torrdepositionen är starkt beroende av egenskaper hos skogsbeståndet. Ju mer exponerat ett bestånd är, beroende på läge i terrängen m.m., desto mer torrdeposition fastnar. Torrdepositionens storlek ökar även med ökande täthet i beståndet, vilket bl. a. innebär att torrdepositionen ökar under en rotationsperiod i takt med att träden växer. Vid kalhuggning minskar torrdepositionen kraftigt och förblir låg under det första decenniet efter plantering. Skärmskogsbruk leder till förhöjd totaldepositionen i föryngringsfasen jämfört med hyggesskogsbruk och en del av det torrdeponerade kvävet tas upp i skärmträden vilket minskar tillförseln till marken. En del av de deponerade baskationerna kommer fortfarande att interncirkuleras i trädkronorna.

Under perioden 1995 till 1996 utfördes en studie av depositionen i ett tidigare påbörjat försök med olika täta skärmar i Asa försökspark i den norra delen av Kronobergs län. Studien ingick i ett program för utveckling av miljöanpassade metoder för skogsskötsel som utfördes av SLU i Asa och IVL i Aneboda. Studien finansierades av Skogsvårdsstyrelsen, MISTRA-programmet SUFOR, IVLs ramprogram samt Asa försökspark. I detta kapitel redovisas resultaten av krondroppsmätningar i skärmar. Syftet är att belysa hur depositionen påverkas av skärmar av olika täthet, samt diskutera vilka miljöeffekter variationer i depositionen har.

4.2 Material och metoder

Studien av krondropp i skärmar utfördes i ett blandbestånd med gran och tall i Asa Försökspark (57° 10' N, 180 m. ö. h.) i Småland. Den del av försöksområdet med skärmar som studerades var 100-450 meter och uppdelat i åtta försöksytor (Örlander & Langvall, 1993). Ytorna var utglesade i olika utsträckning för att erhålla en gradient med tät skog, 320, 160, 80, 40, 20 och 10 stammar per hektar samt kalhygge. Tall favoriserades gentemot gran vid val av skärmträd och stora träd favoriserades gentemot små träd. En så jämn spridning som möjligt av skärmträd inom varje yta eftersträvades.

Lufttemperatur och strålning mättes med hjälp av ett mobilt system i skärmen (Örlander & Langvall, 1993). Data om globalstrålning vid "plantnivå" användes för att dela in området i tio ljusintensitetsklasser från 5 % till 95 %, vilket representerade olika skärmtäthet. Kalhygget utgjorde en separat klass med 100 % ljusintensitet. Korrelationen mellan ljusintensitet och grundyta per hektar var stark (Figur 11).



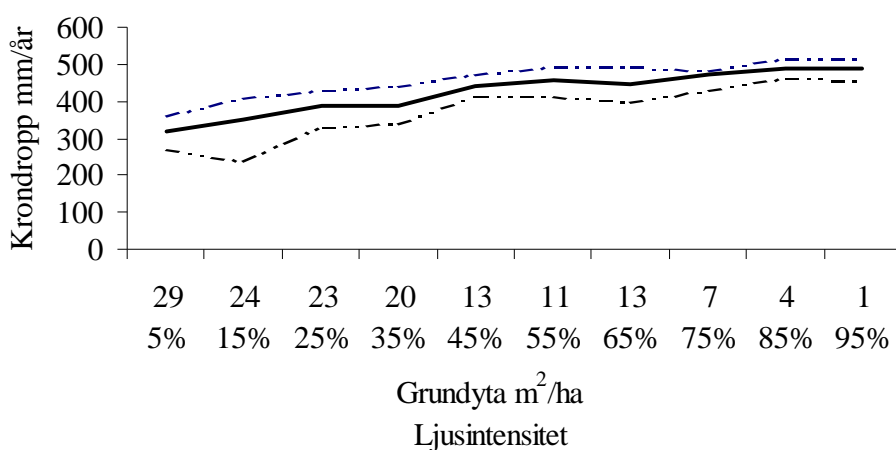
Figur 11. Ljusintensitet som funktion av grundyta. Notera att det finns två klasser med grundytan 13 m² per hektar.

Fem krondroppsansamlare placerades slumpmässigt i varje skärmtäthet under november 1995 till oktober 1996 (en vinterperiod och en sommarperiod). En insamlare placerades på kalhygget. Insamlarna med trattar (Ø 155 mm) placerades på pålar. Vattenprovet skyddades från kontaminering med hjälp av en bit nylonnät mellan botten på tratten och insamlaren. Alla insamlare var täckta med aluminiumfolie för att minimera effekten av värme och solljus på den kemiska sammansättningen av provet. Under vintern (december till mars) ersattes trattarna av hinkar (Ø 214 mm) för insamling av snöprov. Vattenprov insamlades en gång i månaden och fem delprov från varje ljusintensitetsklass lades ihop och analyserades som ett sammelprov. Volymen registrerades separat för alla insamlare och för delproven analyserades pH, konduktivitet, SO₄-S,

NO₃-N, Cl⁻, NH₄-N (12 tillfällen), Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, Mn²⁺ (7 tillfällen) och Kjeldahl-N (4 tillfällen). Alla joner förutom H⁺ and NH₄⁺ bestämdes med hjälp av jonkromatografi. Vid tre provtagningstillfällen (november, januari och maj) analyserades alla prover separat med avseende på konduktivitet för att beskriva variationen inom varje ljusintensitetsklass.

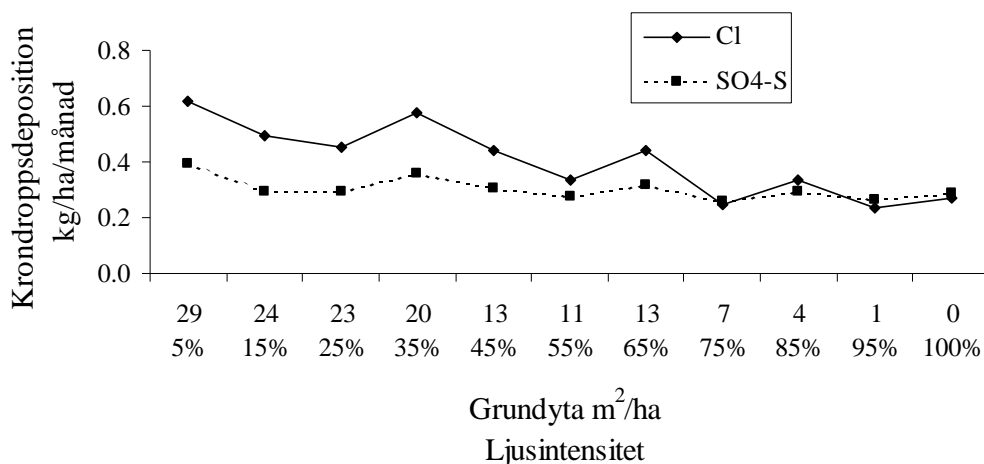
4.3 Resultat och diskussion

Resultaten visade på tydlig samvariation mellan grundyta och sammansättning av krondropp. Mängden krondropp minskade med ökad grundyta, och det var även tydligt att variationen i krondroppsmängden ökade med ökad grundyta (Figur 12). Detta beror på att en del av nederbörden tas upp av eller avdunstar från trädkronorna och därmed inte når marken.

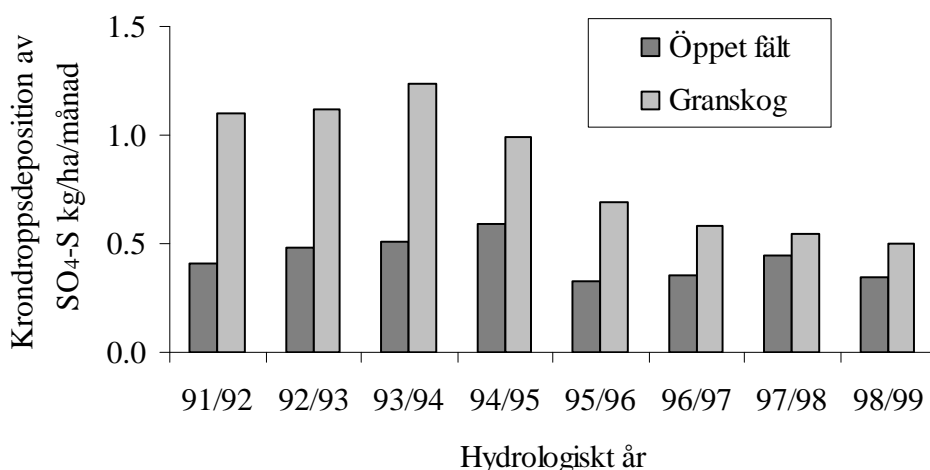


Figur 12. Krondropp som funktion av skärmtätheten. Streckad linje anger standardavvikelse. Notera att det finns två klasser med grundytan 13 m² per hektar.

Klorid- och sulfatsvavelhalter i krondroppet kan ses som ett indirekt mått på skillnaden i torrdeposition mellan olika täthet i skogen, eftersom dessa ämnen inte cirkulerar i kronan. För klorid fanns ett tydlig samband med ökande deposition vid stigande grundyta, som indikerar att tätheten hade avsevärd betydelse för torrdepositionen (Figur 13). Några grundyteklasser följde dock inte mönstret helt. Det beror på att det finns annat än tätheten som bestämmer hur mycket som deponeras. Skillnader i struktur och form på skogen och olika vädersituationer kan leda till att depositionen i vissa fall är högre i bestånd med lägre täthet (Draaijers et al., 1994). Även för sulfatsvavel fanns ett samband mellan krondropp och skärmtäthet, men det var inte alls lika tydlig (Figur 13). Försöket indikerar att effekten av skärmskogsbruk på svaveldepositionen är försumbar. Svavelemissionerna minskade kraftigt under 1990-talet (Hallgren Larsson m.fl., 1995) och depositionen under 1995/96, då denna studie utfördes, var generellt relativt låg jämfört med tidigare år (figur 14), både på grund av låga halter i luften och låg nederbörd. Det är troligt att skärmtätheten var av större betydelse för torrdepositionen av svavel vid de nivåer som rådde när svaveldepositionen var som högst under 80-talet.



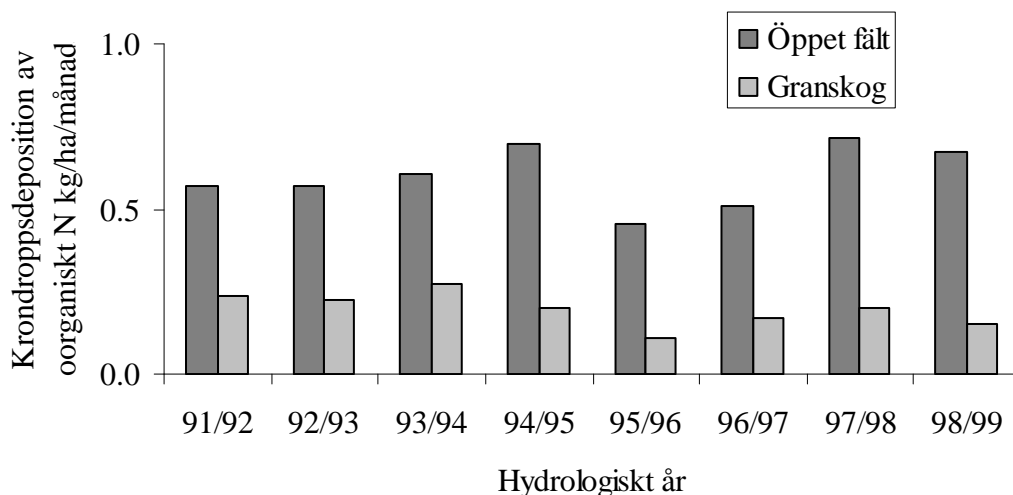
Figur 13. Klorid och sulfatsvavel i krondropp som funktion av skärmtätheten. Notera att det finns två klasser med grundytan 13 m² per hektar.



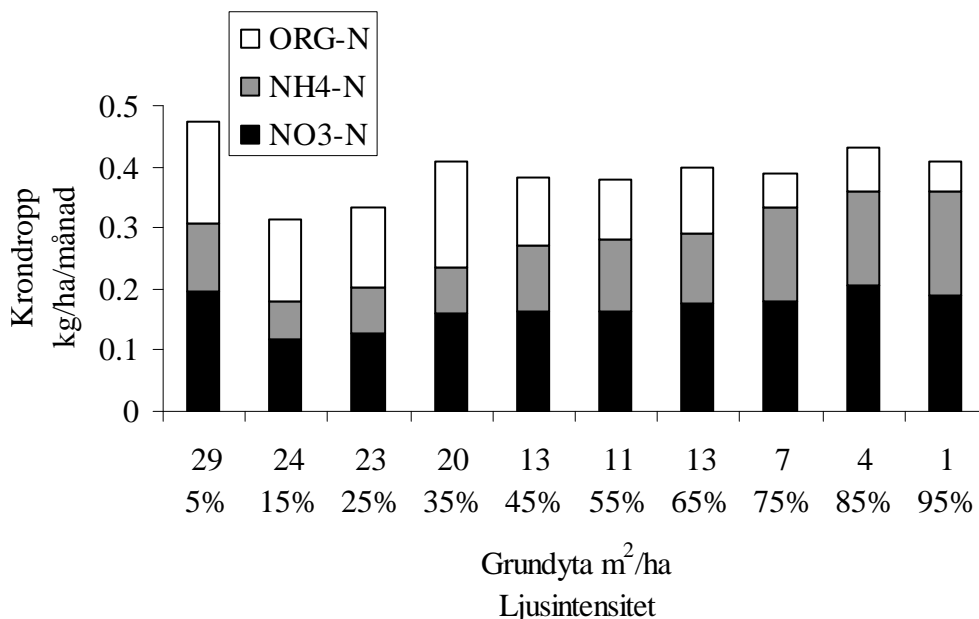
Figur 14. Deposition av sulfatsvavel i granskog (krondropp) och på öppet fält i en provyta med medelålders gran i Asa försökspark.

Även kvävedepositionen var förhållandevis låg under 1995/96 på grund av låg nederbörd (Figur 15). För kväve fanns ingen trend med ökade mängder i krondropp vid högre skärmtäthet (Figur 16) på samma sätt som för svavel och klorid. Detta kan förklaras med att kronan tar upp och omvandlar oorganiskt kväve till organiskt kväve, vilket syns i Figur 16 där mängden oorganiskt kväve minskar och mängden organiskt kväve ökar med ökande skärmtäthet. Detta stämmer med tidigare studier av Ferm & Hultberg (1998). Ammoniumkväve togs upp i högre grad än nitratkväve. Tidigare studier har visat på en nettoförlust av kväve på 15 % i krondroppet jämfört med totaldepositionen (Lovett & Lindberg, 1993). Totaldepositionen av kväve var troligtvis högre vid högre skärmtäthet även i detta försök, men det är inte möjligt att med hjälp av krondroppsmätningar visa på skillnader i totaldeposition i skog med olika täthet. I den högsta grundytteklassen var kvävedepositionen i krondropp högre än i övriga klasser, medan de två påföljande grundytteklasserna uppvisade lägst krondroppsdeposition. Det är svårt att veta om skillnaden beror på torrdeposition eller upptag.

Den mindre mängden oorganiskt kväve som når marken i en skärm leder till mindre risk för utlakning av oorganiskt kväve i föryngringsfasen. Den mindre mängden kväve kan också göra att tillväxten av gräs och annan markvegetation som konkurrerar med plantorna blir mindre i en skärm än på ett hygge.



Figur 15. Deposition av oorganiskt kväve i granskog (krondropp) och på öppet fält i en provyta med medelålders gran i Asa försökspark.



Figur 16. Kvävedeposition (krondropp) uppdelat på nitratkväve, ammoniumkväve och organiskt kväve uppdelat på olika skärmtäthet, uttryckt i ljusintensitetsklasser. Notera att det finns två klasser med grundytan 13 m² per hektar.

Av baskatjonerna var kalium den som uppvisade störst skillnader mellan olika skärmtätheter. Kaliumdepositionen i form av krondropp var högre i de tätare delarna än i de glesare, vilket framför

allt beror på utlakning av kalium i kronorna. Detta har dock mindre påverkan på kaliumtillgången, eftersom det kalium som utlaskas från kronan ingår i interncirkulationen, då det tidigare tagits upp från marken via rötterna.

4.4 Slutsatser

Torrdepositionen av svavel var högre i skärm än på hyggen, och ökade med skärmtätheten. Torrdepositionen av framför allt svavel har dock minskat kraftigt sedan slutet av 1980-talet och med den låga torrdeposition som uppmättes 1995/96 är skillnaderna mellan skärmtätheterna små och betydelsen för exempelvis markförsurningen är marginell.

Mängden oorganiskt kväve i krondropp var avsevärt mindre i skärmar än på hyggen, medan mängden organiskt kväve var större, vilket kan förklaras med att skärmen tar upp oorganiskt kväve. Detta innebär en minskad risk för kväveutlakning samt mindre utveckling av gräs och annan markvegetation som kan konkurrera med plantorna i föryngringsfasen.

Mängden kalium var större i skärmar än på hyggen och ökade med skärmtätheten, vilket kan förklaras med baskatjonutlakning från kronan. Detta har dock mindre betydelse för kaliumtillgången, eftersom baskatjonerna ingår i en interncirkulation, då de tagits upp av rötterna från marken och återförs via utlakningen från kronan.

5 Effekter av bårder med lövskog längs vattendrag på vattenkvalitet och biodiversitet

5.1 Inledning

Kantzonerna kring vattendrag är viktiga för att skugga och tillföra näring till vattendragen. Nedfallande förna är den viktigaste födobasen för vattenlevande organismer. Bårder med lövskog längs vattendrag kan ha positiva effekter på både vattenkvalitet i bäckarna och biodiversitet i skogsmark och bäck. Kantzonerna kring större vattendrag med särskilda skyddsvärden har ofta varit föremål för speciella inventeringar och skötselplaner. Både biologisk mångfald och vattenkvalitet i stort är dock beroende av alla storlekar och typer av vattendrag. Av det skälet var det angeläget att studera möjliga metoder för en ”vardagshänsyn” när skogen brukas nära framför allt små skogsbäckar. Kravet på hänsyn som har stor utbredning längs den stora sträckan av små vattendrag i skogslandskapet bör vara att den ska visa tydlig miljönytta, vara enkel att planera och inte orsaka betydande ekonomiska effekter.

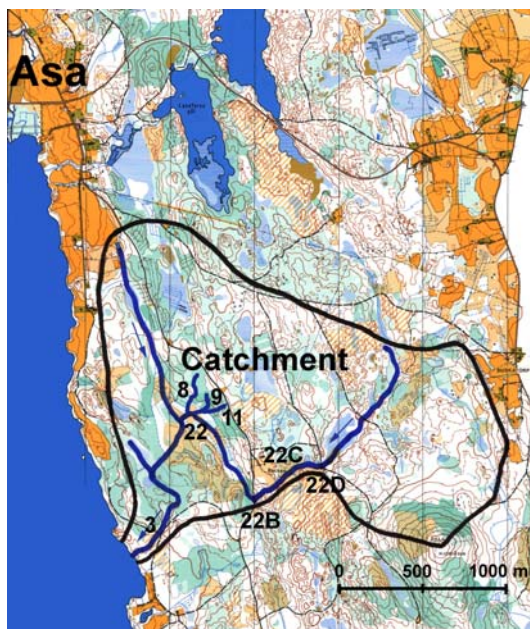
För att studera detta startades ett demonstrationsförsök i Asa försökspark i Småland, där lövdominerade kantzoner skapades genom att gallra bort gran längs bäckarna i ett helt avrinningsområde. Åtgärden kan även ha den positiva egenskapen att lövinslaget, i ett för övrigt barrskogsdominerat landskap, koncentreras till miljöer där det har speciellt stor miljönytta. Gallringen utfördes för att påskynda förloppet med att skapa en ny kantzon. I ett praktiskt skogsbruk utförs detta sannolikt i samband med föryngringen, då valmöjligheten finns att hantera

kantzonen på ett speciellt sätt. Denna rapport redovisar vattenkemiska resultat, produktionseffekter, samt kvalitetsmässiga virkesegenskaper från studien i Asa försökspark.

5.2 Material och metoder

Avrinningsområdet i Asa försökspark är ungefär 340 hektar stort och domineras av planterad gran. Avrinningsområdets utsträckning, bäckarna samt provtagningslokalerna visas i figur 17. Några provtagningspunkter skiljer sig från resten. Provtagningspunkten LIV3 är belägen nära bäckens utlopp. LIV8 och LIV9 är små delavrinningsområden som har enbart framröjd björk respektive gran i buffertzonen nära bäcken. G24 och LIV30 är näraliggande referensbäckar utan åtgärder i buffertzonen.

Samtliga bäckar är huvudsakligen sura till måttligt sura med lågt näringsinnehåll (speciellt låga halter av fosfor) och brunfärgat vatten av humus.



Figur 17. Avrinningsområdets utsträckning, bäckarna samt de lokaler där vattenprovtagning har utförts.

Buffertzonerna etablerades i början av 1996 då all gran högs bort inom fem meter från bäckfårans mitt. På två avsnitt (20 · 20 m stora, 10 m på vardera sida om bäckfårans mitt) lämnades skogen ogallrad för jämförelser med den gallrade buffertzonen. All björk avverkades i buffertzonen i ett litet referensområde (LIV9). I buffertzonerna har lövträd spontant växt upp på de flesta ställen. Ett mindre område har planterats med al. De uppväxta lövträden domineras av björk.

Vattenkemiska provtagningar har vanligtvis skett en gång per månad vid respektive provtagningslokal året runt. Eftersom bäckarna är små kan det förekomma perioder under sommarhalvåret då bäckarna är torrlagda. Mätningarna påbörjades i december 1995, några månader innan buffertzonen etablerades, och avslutades under våren 2004.

Diameter, höjd och ovalitet på träden mättes på provytorna vid två tillfällen, 1996 och 2004. Diametern mättes genom dubbelklavning och höjden mättes på 20 % av träden, slumpvis utvalda, med en höjdmätare. Volymen beräknade med hjälp av Näslunds mindre och större volymfunktion. Ovaliteten mättes genom att jämföra de två värdena som erhöles vid dubbelklavningen. För att underlätta utvärderingen delades ytorna in i fem zoner, en tio meter bred mittzon, med bäcken i mitten, två halvmeterbredda kantzoner på vardera sidan om mittzonen samt två halvmeterbredda ytterzoner utanför kantzonerna. På detta sätt kunde jämförelser göras mellan ytorna med löv i mittzonen och de med gran. Dessutom kunde utvecklingen på träden i kantzonen studeras. En ekonomisk analys gjordes för att utröna kostnaderna för att lämna lövzoner.

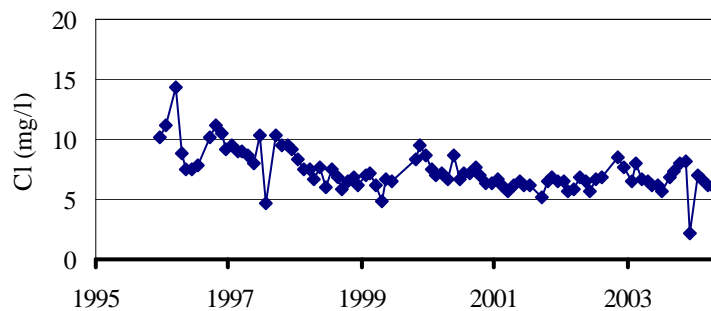
5.3 Resultat och diskussion

Resultaten visade på minskande halter av klorid i samtliga bäckar med lövbårder, men även i de tre referensbäckarna (Tabell 3, Figur 18). Detta kan förklaras med flera kraftiga stormar i början av 1990-talet som medförde ett stort havssaltsnedfall. De högre halterna i mitten och slutet av 1990-talet var därför en kvardröjande effekt från detta nedfall. Halterna av magnesium, natrium och kalcium minskade också signifikant i flera av bäckarna, både i bäckarna med lövbårder och i referensbäckarna, och även detta kan delvis förklaras med nedfallet av havssalt i början av 1990-talet (Figur 19 och 20). En annan orsak till minskade halter av baskatjoner kan vara att försurningsbelastningen minskat så att en mindre mängd baskatjoner frigjorts från baskatjonförrådet i marken genom jonbyte med vätejoner. Minskad försurning indikeras även av minskande aluminiumhalter och ökat pH (Figur 21 och 22). Även i de flesta bäckarna utan signifikanta effekter för dessa ämnen fanns en tydlig trend med minskande halter av kalcium, magnesium, natrium och aluminium samt ökande pH.

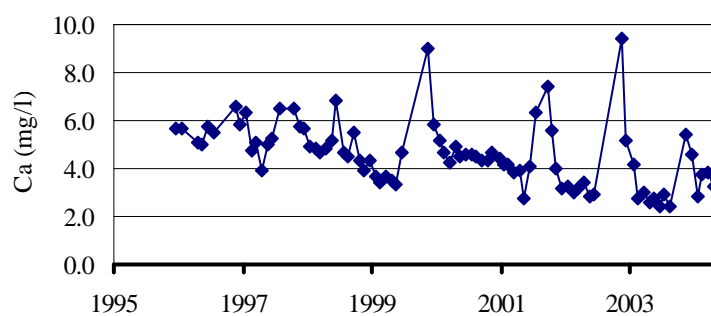
Det fanns inga tecken på effekter av lövbårderna på vattenkemin. Effekterna av havssaltsepisoder och minskad försurningsbelastning försvårar dock jämförelsen mellan bäckar med lövbårder och referensbäckar. Mätperioden är sannolikt för kort för att kunna påvisa eventuella effekter av kvaliteten på förnan som tillförs vattendragen beroende på trädslagssammansättningen.

Tabell 3. Trendanalys för perioden 1995-12 till 2004-04 baserat på uppmätta halter (mg/l). Pilen anger om trenden är signifikant ($p < 0,05$) samt om den är stigande eller sjunkande.

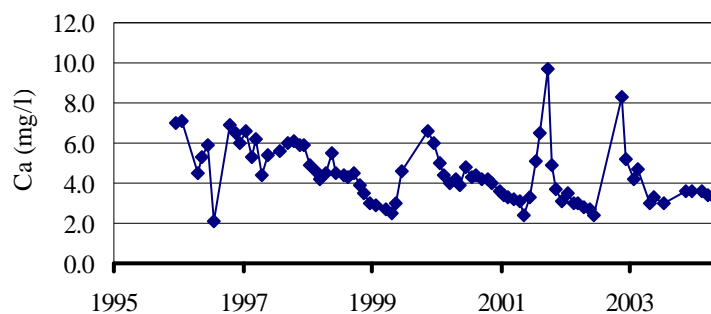
	LIV3	LIV8	LIV11	LIV22	LIV 22B	LIV 22C	LIV 22D	LIV9 Ref	LIV30 Ref	G24 Ref
pH		↑	↑	↑			↑	↑	↑	
SO ₄ -S										↓
Cl	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓
NO ₃ -N										↑
NH ₄ -N								↓		
P-tot		↓		↓				↓		
Ca	↓	↓	↓	↓				↓		↓
Mg	↓	↓		↓	↓	↓		↓		↓
Na	↓	↓		↓						↓
K		↓								
Fe										
Al-tot	↓		↓	↓					↓	↓



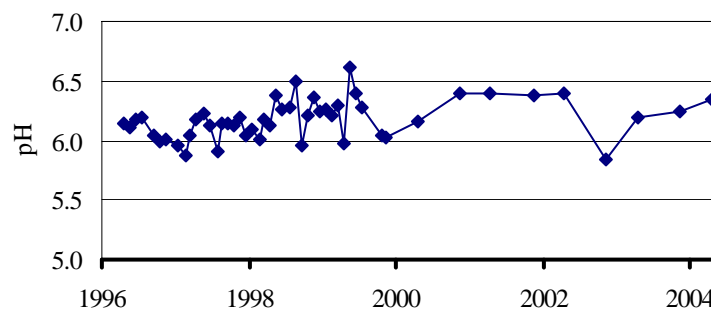
Figur 18. Kloridkoncentration i huvudfåran, bäck LIV3. Kloridkoncentrationen minskade signifikant från december 1995 till april 2004.



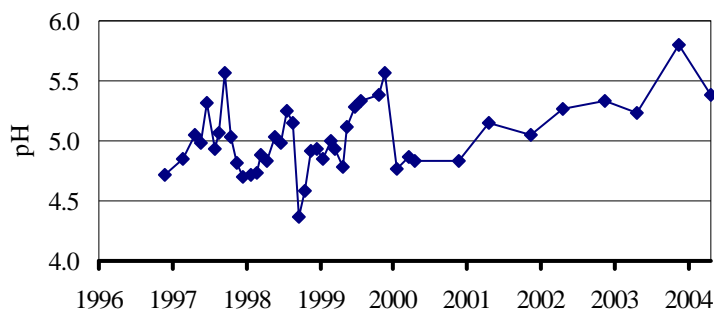
Figur 19. Kalciumkoncentration i bäck LIV8 (björk). Kalciumkoncentrationen minskade signifikant från december 1995 till april 2004.



Figur 20. Kalciumkoncentration i referensbäcken LIV9 (gran). Kalciumkoncentrationen minskade signifikant från december 1995 till april 2004.



Figur 21. pH i bäck LIV22D. pH ökade signifikant från december 1995 till april 2004.



Figur 22 pH i referensbäcken LIV30. pH ökade signifikant från december 1995 till april 2004.

En jämförelse mellan två ytor där en lövzon gallrats fram och två ytor där granen står kvar visade på en tillväxtnedsättning på i genomsnitt 40 % efter att lövzonen gallrats fram. Skillnaden var störst i mittzonen. Genom att anlägga lövzoner direkt efter avverkning skulle produktionskillnaden mellan gran och löv förmodligen kunna minskas avsevärt. Jämförelser mellan kantzonerna i gran- och lövytorna visade svaga tendenser på högre tillväxt i lövytorna. Försöksperioden, åtta år, är för kort för att kunna dra några säkra slutsatser om den framtida utvecklingen, men det är troligt att tillväxten kommer att vara högre på kanträderna i lövytan även i framtiden. Några effekter på ovaliteten har inte kunnat observeras, men även när det gäller denna parameter är mätperioden för kort för att kunna förvänta sig tydliga skillnader.

Kostnaden av tillväxtnedsättningen i en 10+10 meter bred lövridå beräknades till 800 kr/år för en medelstor fastighet på 50 hektar med drygt fyra meter bäck per ha (riksgenomsnittet), om nettovärdet för skog antas vara 250 kr/m³ sk. I beräkningen togs dock ingen hänsyn till att gran troligtvis kan ge högre pris per kubikmeter än björk även i framtiden.

5.4 Slutsatser

Under de drygt åtta år som försöket pågått kan inga skillnader påvisas mellan vattenkvaliteten i bäckarna med lövbårder och i referensbäckarna. De förändringar som uppmättes i vattenkemin över tiden fanns både i bäckarna med lövbårder och i referensbäckarna och kan förklaras dels av högt havssaltsnedfall i början av 1990-talet och dels av minskad belastning av försurande ämnen. Perioden är antagligen för kort för att möjliggöra större och tydligare förändringar i vattenkemin som härrör från de anlagda lövbårderna.

Tillväxten minskade betydligt efter det att lövbården anlagts. Detta kan dock i viss mån motverkas genom att anlägga lövzoner direkt efter avverkning i stället för att gallra fram det som gjordes i detta försöket. Kostnaden för tillväxtminskningen på en medelstor fastighet (50 hektar) med drygt 4 meter bäck/ha, motsvarande riksgenomsnittet, beräknades till 800 kr/år.

6 Referenser

- Adamson, J.K. och Hornung, M. (1990) The effect of clearfelling a Sitka Spruce (*Picea Sitchensis*) plantation on solute concentrations in drainage water. *Journal of Hydrology* 116, 287-297.
- Ahtiainen, M. och Huttunen, P. (1999) Long-term effects of forestry managements on water quality and loading in brooks. *Boreal Environment Research* 4, 101-114.
- Akselsson, C. (2005) Regional nutrient budgets in forest soils in a policy perspective. Doktorsavhandling, Avdelningen för Kemiteknik, Lunds Universitet.
- Akselsson, C., Westling, O. och Örländer, G. (2004) Regional mapping of nitrogen leaching from clearcuts in southern Sweden. *Forest Ecology and Management* 202: 235-243
- Andersson, P., Berggren, D. och Nilsson, I. (2002) Indices for nitrogen status and nitrate leaching from Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stands in Sweden. *Forest Ecology and Management* 157, 39-53.
- Bergstrand, M., Brandt, M., Arheimer, B., Grahn, G., Gyllander, A., Pers, C., Svensson, P., Ejhed, H., Johnsson, H., Olsson, K., Mårtensson, K., Löfgren, S. och Westling, O. (2002) TRK – nutrient load in Sweden – an operational system for catchment modelling of nutrient transport, retention and source apportionment. In: Å. Killingtveit (ed.), *Proceedings of Nordic Hydrological Conference*, Nordic Hydrological Programme (NHP). Report 47(1), pp. 211-220.
- Draaijers, G.P.J., van Ek, R. och Bleuten, W. (1994) Atmospheric deposition in complex forest landscapes. *Boundary-Layer Meteorology*, 69, 343-366.
- Ferm, M. och Hultberg, H. (1998) Atmospheric deposition to the Gårdsjön Research Area. In: *Experimental Reversal of Acid Rain Effects: The Gårdsjön Roof Project* (Ed. Hultberg H. and Skeffington R.A.) John Wiley & Sons Ltd. pp 71--84.
- Hallgren Larsson, E., Knulst, J., Malm, G. och Westling, O. (1995) Deposition of acidifying compounds in Sweden. *Water, Air, and Soil Pollution* 85, 2271-2276.
- Hermann M., Sharpe, W.E., DeWalle, D.R. och Swistock, B.R. (2001) Nitrogen export from watershed subjected to partial salvage logging. In: J. Galloway, E. Cowling, J. Willem Erisman, J. Wisniewski and C. Jordan (eds.), *Optimizing Nitrogen Management in Food and Energy Production and Environmental Protection: Proceedings of the 2nd International Nitrogen Conference on Science and Policy*. The Scientific World 1, pp. 440-448.
- Langner, J., Persson, C., Robertson, L. och Ullerstig, A. (1996) *Air Pollution Assessment Study Using the MATCH Modelling System. Application to sulphur and nitrogen compounds over Sweden 1994*. Swedish Meteorological and Hydrological Institute, Report no. 69, Norrköping, Sweden.
- Larsson, P-E. och Westling, O. (1997) Ytvatten i kalkade avrinningsområden. Årsrapport 1996. IVL-rapport B 1279.
- Lovett, G.M. and Lindberg, S.E. (1993) Atmospheric deposition and canopy interactions of nitrogen in forests. *Canadian Journal of Forest Research* 23, 1603-1616.
- Lövblad, G., Kindbom, K., Grennfelt, P., Hultberg, H. och Westling, O. (1995) Deposition of acidifying substances in Sweden. *Ecological Bulletins* 44, 17-34.
- Naturvårdsverket (2003). Ingen övergödning. Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet. Naturvårdsverket Rapport 5319.

- Nilsson, U., Örlander, G., Karlsson, M. (2006). Establishing mixed forests in Sweden by combining planting and natural regeneration *Forest Ecology and Management* 237:310-311
- Rosén, K., Aronson, J.-A. och Eriksson, H.M. (1996) Effects of clear-cutting on streamwater quality in forest catchments in central Sweden. *Forest Ecology and Management* 83, 237-244.
- Schöpp, W., Posch, M., Mylona, S. och Johansson, M. (2003) Long-term development of acid deposition (1880-2030) in sensitive freshwater regions in Europe. *Hydrology and Earth System Sciences* 7(4), 436-446.
- Strömberg, C., Claesson, S., Thuresson, T. och Örlander, G. (2001). Föyngring av skog - metoder, åtgärder och resultat. Skogstryelsen Rapport 2001: 8D.
- Wiklander, G., Nordlander, G. och Andersson, R. (1991) Leaching of nitrogen from a forest catchment at Söderåsen in southern Sweden. *Water, Air, and Soil Pollution* 55, 263-282.
- Örlander, G. och Langvall, O. (1993) The Asa shuttle - a method for mobile sampling of air temperature and radiation. *Scandinavian Journal of Forest Research* 3, 359-372.

Bilaga 1. Beskrivning av försökslokalerna i surveystudien

Lokal	kommun	Lat.	Long.	Jordart ^a	Jordmäns- typ	Skärm- täthet	N-dep (kg/ha /år)	avvtid	mb	Ris- täkt
Fröslida Sk	Hylte	56,88	13,04	smM	järnpodsol	13,9	17,3	vi 95/96	h 96	nej
Fröslida Hy	Hylte	56,93	13,00	smM	järnpodsol		17,6	vi 95/96	h 96	nej
Hökhult Sk	Hylte	56,92	13,40	smM	järnpodsol	14,4	13,9	vi 95/96	h 97	nej
Hökhult Hy	Hylte	56,91	13,36	smM	järnpodsol		13,9	vi 95/96	ej mb	nej
Ärnarp Sk	Hylte	57,06	13,56	smM	järnpodsol	14,4	13,9	vi 95/96	h 96	ja
Ärnarp Hy	Hylte	57,06	13,56	smM	järnpodsol		13,9	vi 95/96	h 96	ja
Blädinge Sk	Alvesta	56,83	14,48	smM	järnpodsol	15,3	10,8	vå 96	vå 97	nej
Blädinge Hy	Alvesta	56,85	14,44	smM	järnpodsol		10,8	h 95	ej mb	ja
Torpa Sk	Ljungby	56,74	13,56	mM	järnpodsol	19,1	14,5	s 95	ej mb	nej
Torpa Hy	Ljungby	56,72	13,56	mM	järnpodsol		14,5	h 95	vå 98	nej
Bergkvara Sk	Växjö	56,90	14,71	smM	järnpodsol	16,4	10,5	h 95	h 96	ja
Bergkvara Hy	Växjö	56,91	14,66	smM	övergång		10,5	vå 96	h 96	ja
Virestad Sk	Älmhult	56,63	14,35	smM	järnpodsol	9,3	11,5	s 96	s 97	nej
Virestad Hy	Älmhult	56,63	14,35	smM	järnpodsol		11,5	s 95	vå 96	nej
Bastaremåla Sk	Tingsryd	56,46	14,84	smM	järnpodsol	11,4	11,8	vi 95/96	vå 96	nej
Bastaremåla Hy	Tingsryd	56,46	14,85	smM	järnpodsol		11,8	vi 95/96	vå 96	nej
Kulltorp Sk	Gnosjö	57,25	13,74	smM/mo	järnpodsol	10,0	11,5	vå 96	h 96	ja
Kulltorp Hy	Gnosjö	57,31	13,84	mM	järnpodsol		11,3	h 95	h 97	ja
Lönsboda Sk	Lönsboda	56,44	14,35	smM	järnpodsol	14,8	13,3	vå 95	vi95/96	nej
Lönsboda Hy	Lönsboda	56,46	14,35	smM	järnpodsol		12,5	vi 95/96	h 96	ja

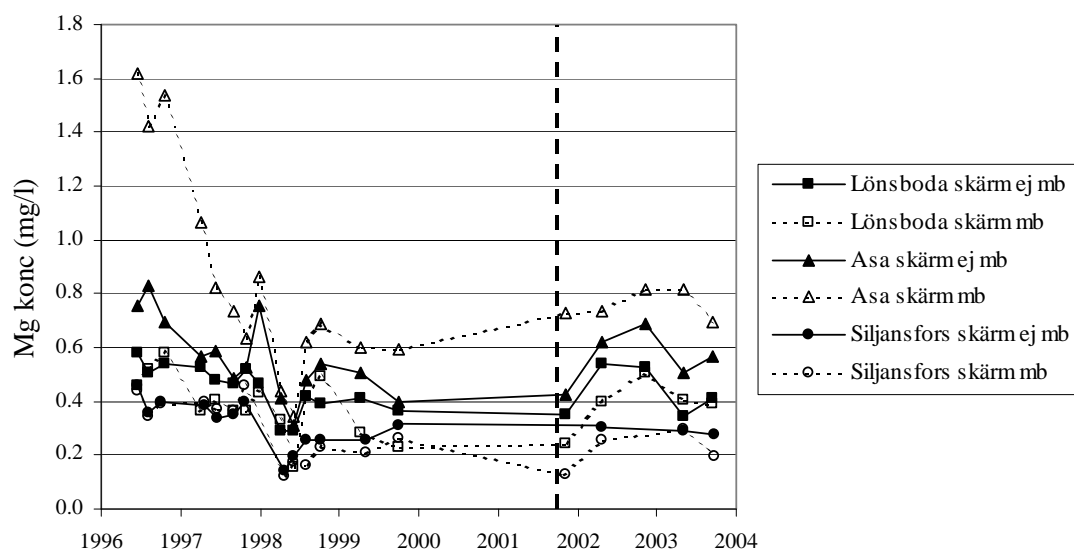
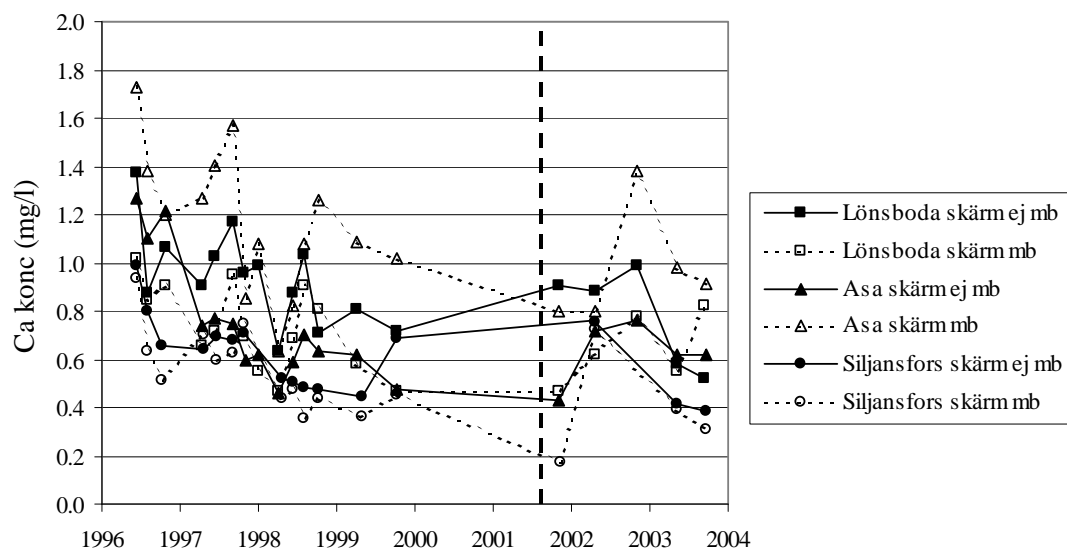
^a s=sandig, m=moig, M=morän

Vegetationens täckningsgrad

	Vegtyp	Vegetationsbeskrivning undre skiktet % täckningsgrad					Vegetationsbeskrivning övre skiktet % täckningsgrad	
		Gräs	Ris	Örter	Utan fältskikt	små plantor	större plantor	örnbråken hallon
Fröslida-S	smalbladigt gräs	68	2	6	24	0	0	2
Fröslida-H	smalbladigt gräs	55	0	5	40	0	0	0
Hökhult-S	smalbladigt gräs	56	8	3	33	0	6	15
Hökhult-H	smalbladigt gräs	87	1	0	11	0	15	13
Ärnarp-S	smalbladigt gräs	34	7	0	57	2	0	0
Ärnarp-H	smalbladigt gräs	69	3	0	28	0	0	0
Blädinge-S	smalbladigt gräs	21	12	2	64	1	0	0
Blädinge-H	smalbladigt gräs	49	7	0	44	0	0	0
Torpa-S	smalbladigt gräs	36	1	1	62	0	0	0
Torpa-H	smalbladigt gräs	8	4	0	87	0	0	0
Bergkvara-S	smalbladigt gräs	54	12	5	29	1	0	4
Bergkvara-H	smalbladigt gräs	46	0	0	54	0	0	39
Virestad-S	smalbladigt gräs	27	5	0	68	0	0	4
Virestad-H	smalbladigt gräs	57	0	2	41	0	0	10
Bastaremåla-S	smalbladigt gräs	41	8	1	50	0	0	5
Bastaremåla-H	smalbladigt gräs	72	0	0	27	0	0	71
Kulltorp-S	blåbärstyp	2	12	0	84	2	0	0
Kulltorp-H	smalbladigt gräs	72	0	0	28	0	0	32
Lönsboda-S	smalbladigt gräs	24	16	4	54	2	0	21
Lönsboda-H	smalbladigt gräs	34	1	0	65	0	0	0

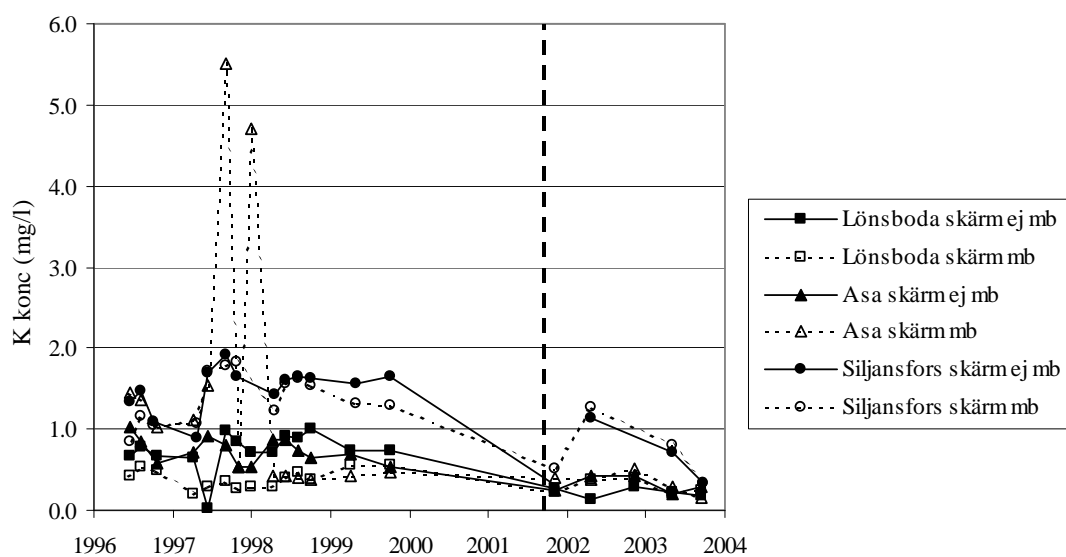
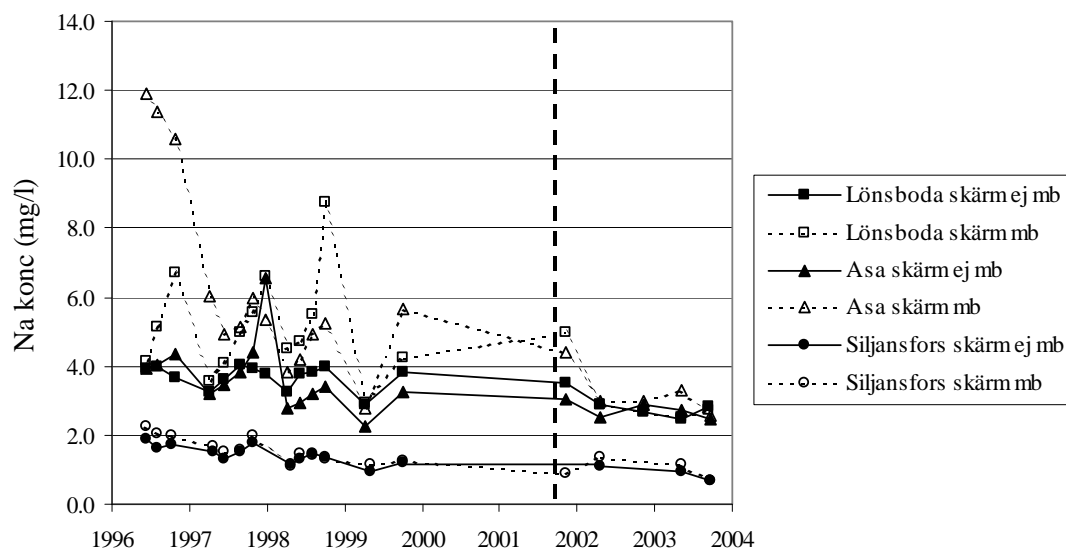
Bilaga 2. Baskatjonkoncentrationer i markvatten i skärm och på hygge med och utan markberedning

Kalcium- och magnesiumkoncentrationer i skärm med och utan markberedning i Lönsboda, Asa och Siljansfors. Den vertikala streckade linjen indikerar tidpunkten då skärmen avvecklades.



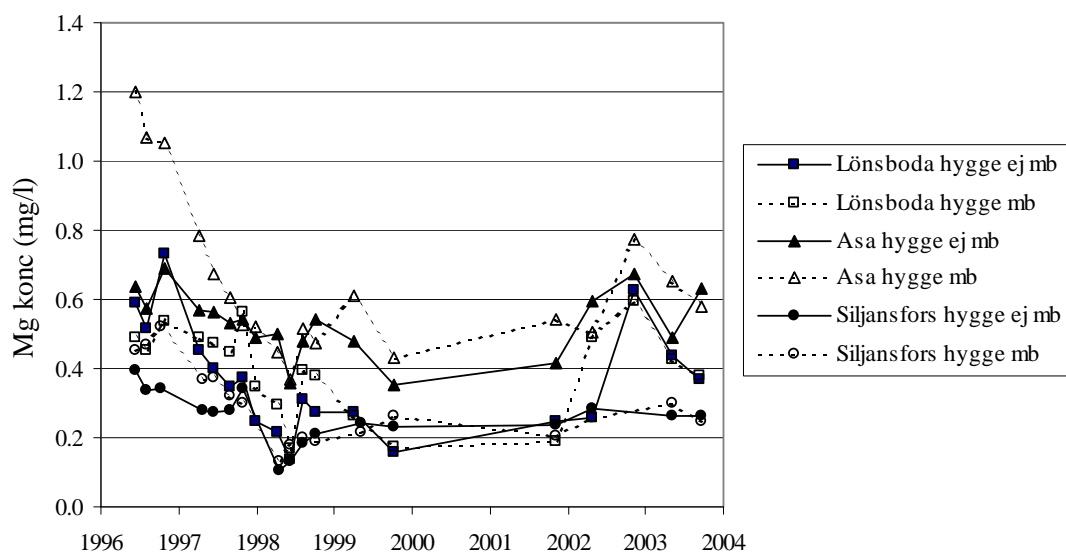
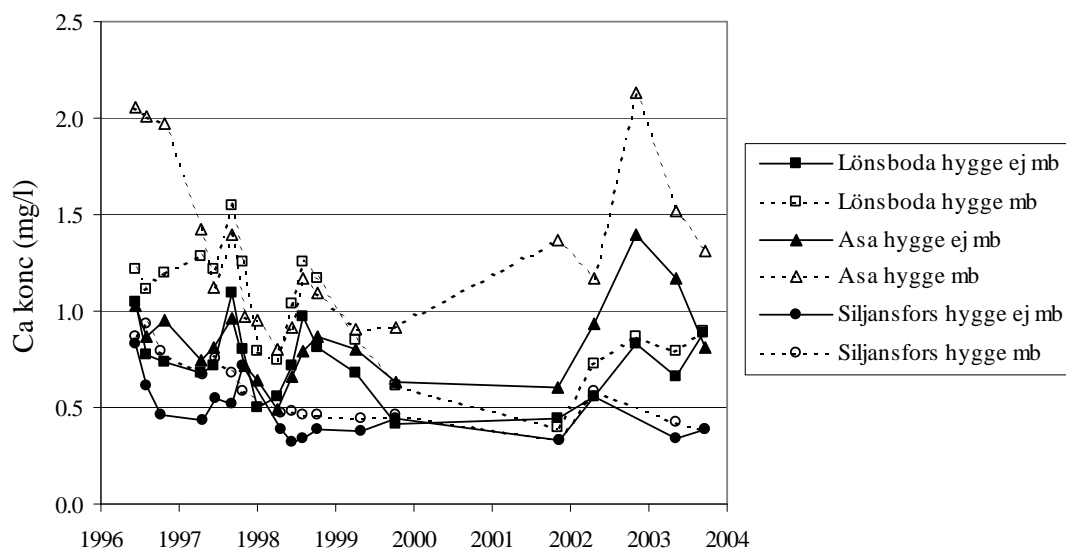
Bilaga 2 (forts). Baskatjonkoncentrationer i markvatten i skärm och på hygge med och utan markberedning

Natrium- och kaliumkoncentrationer i skärm med och utan markberedning i Lönsboda, Asa och Siljansfors. Den vertikala streckade linjen indikerar tidpunkten då skärmen avvecklades.



Bilaga 2 (forts). Baskatjonkoncentrationer i markvatten i skärm och på hygge med och utan markberedning

Kalcium- och magnesiumkoncentrationer på hygge med och utan markberedning i Lönsboda, Asa och Siljansfors.



Bilaga 2 (forts). Baskatjonkoncentrationer i markvatten i skärm och på hygge med och utan markberedning

Natrium- och kaliumkoncentrationer på hygge med och utan markberedning i Lönsboda, Asa och Siljansfors.

