


# Kväveutlakning från föryngrings- avverkad skog

en jämförelse mellan slutavverkade  
gran- och lövbestånd i södra Sverige

Therese Zetterberg  
B1712  
Juni 2007

<b>Organisation</b> IVL Svenska Miljöinstitutet AB	<b>Rapportsammanfattning</b>
<b>Adress</b> Box 5302 400 14 Göteborg	<b>Projekttitel</b> Åtgärder mot markförsurning
<b>Telefonnr</b> 031-725 62 00	<b>Anslagsgivare för projektet</b> IVL:s samfinansierade forskningsprogram med Skogsstyrelsen som huvudsaklig finansier
<b>Rapportförfattare</b> Therese Zetterberg	
<b>Rapporttitel och undertitel</b> Kväveutlakning från föryngringsavverkad skog - en jämförelse mellan slutavverkade gran- och lövbestånd i södra Sverige	
<b>Sammanfattning</b> På uppdrag av Skogsstyrelsen har IVL Svenska Miljöinstitutet AB studerat skillnader i kväveutlakning mellan slutavverkade löv- och granbestånd i södra Sverige. Studien syftade till att besvara två viktiga frågeställningar; 1) skiljer sig kväveutlakningen åt mellan gran- och lövhyggen och 2) har C/N-kvoten betydelse för kväveutlakningen? Resultaten bygger på markvattenkemiska undersökningar i löv- och granhyggen som slutavverkades under perioden 2002/2003. Hösten 2006 kompletterades mätningarna med en markkemisk provtagning och en markvegetationsundersökning. Totalt ingår sex försöksområden, samtliga belägna i södra Sverige. Kväveutlakningen var högre från granhyggen (4,7 mg per liter) jämfört med lövhyggen (1,9 mg per liter), räknat som ett medelvärde under hela försöksperioden. Skillnaden skulle kunna bero ett etablerat och utbredd fältskikt på lövhyggena redan innan avverkning. Ett år efter avverkning ökade nitralthalterna och nådde de högsta nivåerna efter cirka 2 år. Efter fyra år hade hyggeseffekten klingat av. Det finns tendenser till en säsongvariation, med högre halter under vinterhalvåret och lägre halter under sommarhalvåret. Det geografiska läget hade ingen tydlig påverkan på kväveutlakningen även om det fanns svaga tendenser till en ökad utlakning från lövhyggen i de sydligaste delarna. I denna studie spelade inte C/N-kvoten någon roll för kväveutlakningen. Resultaten från denna studie tyder på att lövhyggen läcker mindre kväve än granhyggen vilket var omvänt arbetshypotesen. Hyggeseffekten hade också, förutom en tydligt ökad kvävehalt, en påverkan på kaliumhalten samt ämnen som i stor utsträckning tillförs via torrdeposition (sulfat och klorid). Exempelvis var kaliumhalten förhöjd i markvattnet både på gran- och lövhyggena jämfört med lövskogen. Kalium är en av de mest lösliga jonerna i markvattnet och följer med nitratjoner ut i vattendragen. En förhöjning av nitralthalten i markvattnet eller avrinningsvattnet innebär således en större förlust av kalium. Vidare ledde föryngringsavverkningen till en minskning av torrdepositionen av sulfat och klorid vilket avspeglar sig i markvattenkoncentrationerna.	
<b>Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område eller näringsgren</b> C/N-kvot, granhygge, kalium, kväveutlakning, lövhygge, lövskog, markvegetation, nitrat, södra Sverige	
<b>Bibliografiska uppgifter</b> IVL Rapport B1712	
<b>Rapporten beställs via</b> Hemsida: <a href="http://www.ivl.se">www.ivl.se</a> , e-post: <a href="mailto:publicationservice@ivl.se">publicationservice@ivl.se</a> , fax 08-598 563 90, eller via IVL, Box 21060, 100 31 Stockholm	

Rapporten godkänd:  
2007-06-26

  
Peringe Grennfelt  
Forskningschef

## Innehållsförteckning

1	Inledning.....	6
2	Syfte.....	7
3	Material och metod.....	8
3.1	Försöksområden.....	8
3.2	Markvatten.....	10
3.3	Markkemi.....	11
3.4	Inventering av markvegetationstyp och fältskiktsarter.....	11
3.5	Bearbetning av data och statistisk utvärdering.....	12
4	Resultat.....	13
4.1	Markvatten.....	13
4.1.1	Nitrat och ammonium.....	13
4.1.2	pH, ANC samt sulfatsvavel.....	16
4.1.3	Kalcium, magnesium och kalium.....	19
4.1.4	Klorid och natrium.....	21
4.1.5	Mangan, järn och TOC.....	22
4.1.6	Totalaluminium.....	24
4.2	Markkemi.....	25
4.2.1	Tot-C och Tot-N.....	25
4.2.2	C/N kvoten och förhållandet till NO <sub>3</sub> -N i markvattnet.....	27
4.2.3	pH.....	30
4.3	Markvegetationstyp och fältskiktsarter.....	31
5	Diskussion.....	34
6	Slutsats.....	36
7	Tack.....	37
8	Referenser.....	38
	Bilaga 1 Analysetoder.....	40
	Bilaga 2 Tidsserier markvatten.....	41
	Bilaga 3 Markkemi ursprungsdata.....	45

## Sammanfattning

På uppdrag av Skogsstyrelsen har IVL Svenska Miljöinstitutet AB studerat skillnader i kväeutlakning mellan slutavverkade löv- och granbestånd i södra Sverige. Studien syftade till att besvara två viktiga frågeställningar; 1) skiljer sig kväeutlakningen åt mellan gran- och lövhyggen och 2) har C/N-kvoten betydelse för kväeutlakningen? Arbetshypotesen var att kväeutlakningen från lövhyggen är högre jämfört med barrhyggen på grund av ett högre pH-värde och en större nitrifikationspotential. Vidare förmodas utlakningen från hyggen vara högre vid låga C/N-kvoter jämfört med högre. Studien bygger på markvattenkemiska undersökningar i löv- och granhyggen som slutavverkades under perioden 2002/2003. Som referens ingår även mätningar i växande lövskog. Hösten 2006 kompletterades mätningarna med en markkemisk provtagning och en markvegetationsundersökning. Totalt ingår sex försöksområden, samtliga belägna i södra Sverige.

Resultaten visade att utlakningsförloppet från lövhyggen, sett över tiden, var likartad med den från granhyggen. Redan inom ett år efter slutavverkning var kvävehalten tydligt förhöjd, både på löv- och granhyggena jämfört med lövskogen. De högsta medianhalterna (2,1 mg per liter på lövhyggen och 7,1 mg per liter på granhyggen) noterades efter två år varefter de successivt minskade till de halter som troligtvis förekom innan avverkning vid försöksperiodens slut (4 år efter avverkning). Som högst uppmättes en halt på 15,1 och 19,3 mg per liter i G1-2 (lövhygge) respektive Åh-3 (granhygge). Det finns tendenser till en säsongsvariation med högre halter under vinterhalvåret och lägre halter under vegetationsperioden varför fortsatt förhöjda halter under vintern 2006 inte kan utslutas. Under hela denna period har kväeutlakningen från lövskog varit mycket låg (<0,002 mg per liter) med undantag av en yta (G1-3 med 3,6 mg per liter som högst) vilket troligtvis beror på förekomsten av al i beståndet.

I snitt (medelvärde över försöksperioden) var kväeutlakningen från lövhyggena 1,9 mg per liter jämfört med 4,7 mg per liter från granhyggena vilket var ett något oväntat resultat eftersom arbetshypotesen var att utlakningen skulle vara högre från lövhyggen jämfört med barrhyggen (på grund av en markmiljö som stimulerar nitrifikationsprocessen). Skillnaden var dessutom statistiskt signifikant. En förklaring till att inte högre halter uppmättes på lövhyggena kan vara skillnader i markvegetationens förekomst och utbredning före och efter avverkning. På lövhyggena uppträdde arter som trivs på näringsrikare marker (ex. högröttyper) medan fältskiktet på granhyggena indikerade ett lägre näringsutbud, en skillnad som säkerligen förekom redan innan avverkning. Närvaron av dessa växter, redan under själva avverkningen, har troligtvis inneburit en lägre utlakning (genom upptag) trots en högre nitrifikationspotential på lövhyggena. Det kan dock inte bortses från att skillnader i markens kväveförråd till följd av tidigare kvävedeposition kan ha bidragit till resultaten. Betydelsen av detta är emellertid svår att kvantifiera och bedömningen är att markvegetationen har varit mer betydelsefull än kvävedepositionen för resultaten i denna studie. Resultaten visade även att C/N-kvoten inte spelade någon roll för kväeutlakningen i denna studie vilket kan bero på att variationen mellan hyggena var för liten för att påvisa eventuella skillnader. Förutom nitrat har slutavverkningen även inneburit lägre koncentrationer av kalium samt ämnen som till stor del tillförs via torrdeposition (sulfat och klorid).

Resultaten från denna studie tyder på att kväeutlakningen från lövhyggen är lägre jämfört med granhyggen vilket var omvänt arbetshypotesen. På grund av att det i flera fall saknas parallellförsök bör resultaten användas med viss försiktighet även om resultaten från försökets enda två parallellförsök (Trollebo och Älmhult) styrker de observerade skillnaderna. Det föreligger således ett fortsatt starkt behov av att studera kväeutlakningen från hyggen med en större variation i C/N-kvot, hyggesvegetation och deposition för att säkerställa resultaten från denna studie.

## Summary

IVL Swedish Environmental Research Institute has studied the effects of clear-cutting on soil water chemistry in six research sites in southern Sweden. The aim of the study was to examine whether or not the leaching of nitrate was different depending on tree species (coniferous or broadleaved). The hypothesis was that the leaching of nitrate would be higher from clear-cuts of broadleaved trees due to soil conditions that favor nitrification.

The study was carried out during the period 2003-2006. Clear-cutting occurred, in most cases, during the winter of 2002/03. A total of 10 clear-cuts (3 coniferous and 6 broadleaved) and 7 broadleaved stands were included in the study. In each site the soil water was collected from five lysimeters at a soil depth of 50 cm and mixed together creating one sample per site and sampling occasion. In the autumn of 2006 the soil chemistry in the humus layer and mineral soil (0-5 cm) was examined with respect to the C/N-ratio together with a soil vegetation study.

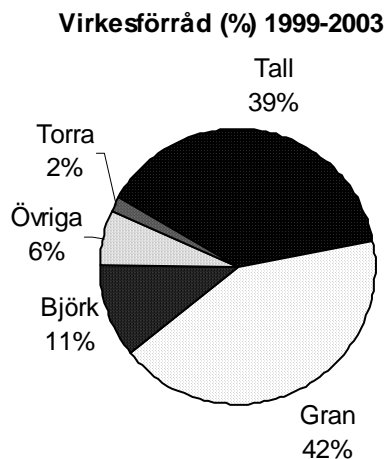
One year after clear-cutting, the soil concentration of nitrate was elevated compared with the growing forest. The highest concentrations (median 2,1 mg per litre in clear-cuts of broadleaved stands and 7,1 mg per litre from clear-cuts of coniferous stands) occurred two years after clear-cutting. Four years after clear-cutting the concentrations of nitrate was back to normal, i.e. similar to the concentrations found in growing forests. There are tendencies to seasonal variations with lower concentrations during the vegetation period and higher during the winter time. During the study period, the concentration of nitrate from the growing forest have been very low (<0,002 mg per litre) apart from one site (GI-3) which can be explained by the presence of alder in the stand.

As an average during the study period, the concentration of nitrate from clear-cuts of broadleaved trees was 1,9 mg per litre compared with 1,9 mg per litre from coniferous stands. This result was somewhat unexpected with respect to the hypothesis. Furthermore, the difference was statistically significant. A reasonable explanation for this result may be due to differences in the presence of the soil vegetation. In general the clear-cuts of broadleaved trees were characterized by species typically found in nutrient-rich sites compared with the species found in the clear-cuts of coniferous stands. The presence of these species, probably during the clear-cut, has led to a lower leaching due to uptake despite a higher nitrification potential. However, differences in the deposition of nitrogen between broadleaved and coniferous trees, and hence the pool of nitrogen in the soil, may have contributed to the results. The C/N-ratio in the soil did not affect the leaching of nitrate. However, the difference in C/N-ratio between the sites may have been too small to detect any differences. Clear-cutting also contributed to a higher leaching of potassium (due to higher concentrations of nitrate) and a lower concentration of chloride and sulphur (lower dry deposition).

The results from this study should be used with care since there are only two parallel sites (Trollebo and Älmhult) included in the study. However, the results from Trollebo and Älmhult supports the general results found in this study. There are, nevertheless, a need to further study the leaching of nitrate from clear-cuts with a greater variation in C/N-ratio, nitrogen deposition and soil vegetation to verify the results from this study.

## 1 Inledning

Av Sveriges totala virkesförråd på cirka 3,1 miljarder m<sup>3</sup>sk består omkring 77 % av gran- och tall (Figur 1). Endast en mindre andel utgörs av löv, framför allt av björk (11 %). Orsaken till denna fördelning är framför allt produktionsmässiga. På senare år har dock fördelarna med en ökad andel lövskog framhållits på grund av dess betydelse för den biologiska mångfalden, dess positiva inverkan på markförhållandena samt dess estetiska värden.



Figur 1. Virkesförrådet i Sverige under perioden 1999-2003 fördelat på trädslag. Data från Skogsstatistisk årsbok 2006 (Tabell 3.6) (Skogsstyrelsen, 2006). Med ”torra” avses döda och vindfällna träd.

Kravet på en ökad lövandelen kommer från många olika håll, bland annat inom det nationella miljö kvalitetsarbetet, inom de nationella skogliga sektorsmålen samt via certifieringsnormerna. Exempelvis är målsättningen i miljö kvalitetsmålet ”Levande skogar”, delmål 2, att den biologiska mångfalden ska förstärkas fram till och med 2010 genom att arealen lövrik skog ökar med minst 10 % samt att arealen mark föryngrad med lövskog ökar. Detta mål sammanfaller även med de nationella skogliga sektorsmålen, vilka är Skogsstyrelsens tolkning av skogs- och miljöpolitiken. Vidare kan även skogliga aktörer frivilligt ansluta sig till ett internationellt ackrediteringsprogram (FSC=Forest Stewardship Council) som uppmanar företag att på ett ekonomiskt, miljömässigt och samhällsekonomiskt sätt bruka skogen. Exempelvis innebär certifieringsnormerna i Sverige att skogen ska få ett betydande inslag av lövträd.

Trädslagsvalet har en stor betydelse för markens nuvarande och framtida surhets- och näringsstatus. Jämfört med barrskog har marken i lövskog (främst björk eftersom flest studier har utförts i björkskog) ett högre pH-värde, större näringsinnehåll, högre aktivitet och närvaro av dagmaskar, en högre mikrobiell aktivitet samt ett tätare och artrikare fält- och bottenskikt (Bråkenhielm, 1977; Mikola, 1985; Miles & Young, 1980; Priha m.fl., 1997; Priha & Smolander, 1997; Saetre, 1998). Skillnaderna beror huvudsakligen på en näringsrikare förna, djupare rotsystem, lägre tillväxt samt träd kronornas lägre grad av filtrering av luftföroreningar (Berdén m.fl., 1987; Liljelund m.fl., 1986) och är tydligast i markens humuslager (Nilsson m.fl., 2007). Ett förbättrat marktillstånd har bedömts innebära att risken för kväveutlakning ökar eftersom ett högre pH-värde har en stimulerande effekt på nitrifikationsprocessen (Priha & Smolander, 1999). Om arealen lövskog ökar jämfört med tidigare skulle det i så fall finnas en risk för att skogsbrukets bidrag till kväveutlakning ökar, framför allt under föryngringsfasen, vilket i sin tur kan leda till övergödningseffekter i nedströms liggande vat-

tendrag. Detta skulle därmed kunna innebära en målkonflikt mellan miljökvalitetsmålet ”Levande skogar” och ”Ingen övergödning”.

Kväveutlakningen från växande skog i Sverige är normalt låg vilket tyder på att kvävet effektivt bibehålls i skogsekosystemet. Halterna uppgår sällan till mer än 0,1 mg per liter i avrinningsvattnet. I sydvästra Sverige, där kvävedepositionen har varit omfattande, finns det dock ett antal lokaler som uppvisar förhöjda nitrathalter i markvattnet på 50 cm djup (det vatten som slutligen når omgivande vattendrag). Exempelvis noterades nitratkvävehalter i markvattnet (på 50 cm djup) på upp till 4,5 mg per liter i ett granbestånd i Vallåsen, Halland, vilket är den region i Sverige där förhöjda halter är vanligast (Nettelblatt m.fl., 2006). Detta kan vara ett tecken på att skogsmarken i södra Sverige är nära kvävemättnad, det vill säga ett tillstånd när kväveutlakningen under rotzonen ökar (Aber m.fl., 1989).

Den nitratudlakning som sker i samband med föryngringsavverkning är betydligt högre. Till exempel, på ett granhygge i Kallgårdsmåla, Blekinge, uppgick nitratkvävehalten som mest till 25 mg per liter i markvattnet (Nettelblatt m.fl., 2006). Enligt Livsmedelsverket föreskrifter (SLVFS 2001:30) betraktas dricksvatten som otjänligt vid 11,3 mg nitratkväve per liter. Orsaken till förhöjda kvävehalter under hyggesfasen beror på en kombination av faktorer. Förändringarna, i form av ett ökat ljusinsläpp, en högre grundvattenyta samt en varmare markyta, leder till förhållanden som stimulerar nedbrytning av organiskt material. Eftersom trädens näringsupptag har upphört saknas vegetation som kan tillgodogöra sig det frigjorda kvävet. Sammantaget leder detta ofta till en ökad kväveutlakning (Adamson & Hornung, 1990; Wiklander m.fl., 1991; Rosén m.fl., 1996; Ahtiainen & Huttunen, 1999; Hermann m.fl., 2001). På grund av en minskad transpiration höjs även grundvattenytan vilket ytterligare förstärker utlakningen.

## 2 Syfte

Huvudsyftet med studien är att undersöka kväveutlakningen från löv- och granhyggen samt växande lövskog i södra Sverige. Som mått på utlakningen används markvattendata från 50 cm djup. Viktiga frågeställningar som ska besvaras inom projektet är:

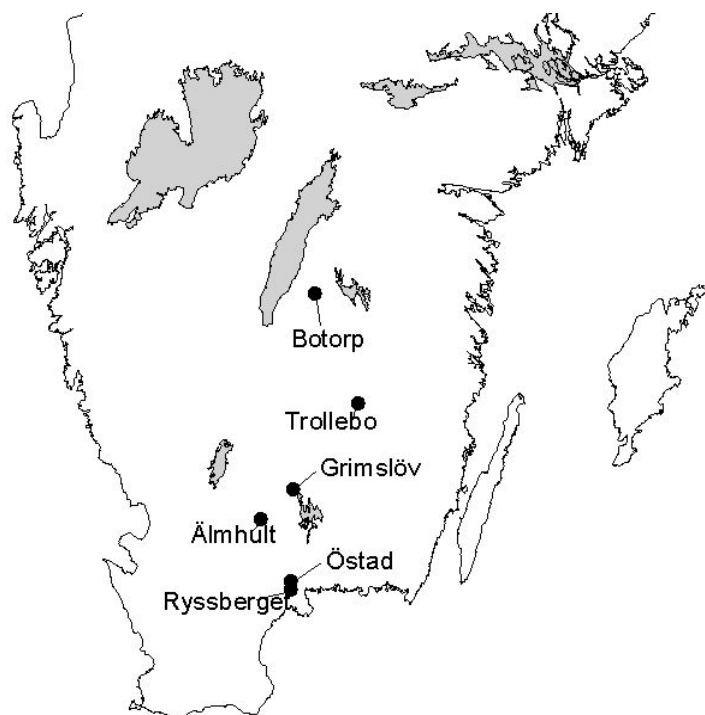
- Skiljer sig kväveutlakningen åt mellan hyggen och växande lövskog
- Skiljer sig kväveutlakningen åt mellan gran- och lövhyggen
- Hur utvecklas halterna med tiden?
- Vilken betydelse har C/N-kvoten?
- Spelar markvegetationen någon roll för utlakningen?

Arbetshypotesen är att kväveutlakningen från lövhyggen är högre jämfört med barrhyggen på grund av en större nitrifikationspotential. Vidare förmodas utlakningen från hyggen och växande skog vara högre vid låga C/N-kvoter jämfört med högre C/N-kvoter.

## 3 Material och metod

### 3.1 Försöksområden

Totalt ingår sex försöksområden i studien, samtliga belägna i södra Sverige (Figur 2). Inom varje försöksområde ingår 2 eller 3 provytor. Majoriteten av provytorna utgörs av hyggesmark (10 stycken varav 3 är granhyggen och 7 är lövhyggen) medan resterande ytor består av växande skog (6 stycken). Föryngringsavverkning skedde i de flesta fall under vinterhalvåret 2002/03. På grund av svårigheter att finna lämpliga försöksobjekt varierar lövinslaget liksom trädslaget (ädellöv, triviallöv). I något fall ingår barrbestånd med hög lövandel (> 30 %). Provytorna ligger ofta på tidigare kulturmark. En sammanfattning av provytorna redovisas i Tabell 1.



Figur 2. Totalt ingår sex stycken försöksområden i studien, samtliga belägna i södra Sverige.

Svårigheterna med att finna lämpliga provytor har även inneburit att det i flera fall saknas parallellförsök, det vill säga försöksområden med både slutavverkade gran- och lövbestånd. Endast i två fall (Trollebo och Älmhult) ligger de slutavverkade bestånden intill varandra vilket gör det möjligt att jämföra utlakningsförloppen mellan två likartade marktper. Således bör särskild uppmärksamhet fästas vid resultaten från dessa områden.



Botorp (6429106, 1438479) är den nordligaste lokalen och ligger i närheten av Gränna i ett utpräglat odlingslandskap rikt på lövskog. Provytorna (2 stycken) består av 40-årig gallrad lövskog på tidigare kulturjord. Hyggen saknas. Lövskogen i Botorp 1 (Bt-1) domineras av björk (90 %) och al (10 %) med inslag av ask och gran medan Botorp 2 (Bt-2) domineras av asp (80 %), björk (15 %) och ek (15 %) med inslag av hassel. Botorp 1 saknar undervegetation till skillnad från Botorp 2 som har ett kraftigt aspuppsslag, cirka 2 meter högt. Bestånden är gallrade vid olika tidpunkter. Vid Botorp 2 har riståkt skett i samband med en hård gallring för fem år sedan varpå spontanföryngring av gran har skett. En kort tid efter mätningarna påbörjades släppte markägaren ut kossor på bete och dessa strövar omkring fritt i bestånden under sommarhalvåret. Detta kan ha betydelse för resultaten.

Tabell 1. Översikt över försöksområdena läge, provytornas beståndsegenskaper och tidpunkt för föryngringsavverkning.

Försöksområde	Föryngrings- avverkning	Provyta	Övrigt
<b>Botorp</b>			Igenväxt hagmark (kulturjord), brunjordsprofil på frisk mark, örtrik
Bt-1	-	Gles björkskog	
Bt-2	-	Gles björkskog	
<b>Trollebo</b>			Brunjordsprofil på frisk mark, ursprungligen gammal betesmark
Tb-1	Vintern 2002/03	Lövhygge	
Tb-2	Vintern 2002/03	Granhygge	
Tb-3	-	Lövskog	
<b>Grimslöv</b>			Gammal sjöbotten, frisk eller fuktig mark, tidvis översvämmad, brunjord
Gl-1	Vintern 2002/03	Björkhygge	
Gl-2	Vintern 2002/03	Björkhygge	
Gl-3	-	Björkskog	
<b>Älmhult</b>			Brunjordsprofil på frisk mark
Äh-1	Sommaren 2002 och vintern 2002/03	Björkasphygge	
Äh-2		Björkasphygge	
Äh-3		Granhygge	
<b>Östad</b>			Välutvecklad podsol med blekjordsskikt
Ös-1	Sommaren 2002	Granhygge	
Ös-2	Sommaren 2002	Granbokhygge	
Ös-3	-	Bokskog	
<b>Ryssberget</b>			Kulturjord, brunjord
Rb-1	Sommaren 2002	Björkskog	
Rb-2	-	Björkhygge	

Provytorna i Trollebo (6353810, 1469297) består av två hyggen (gran och löv) och ett lövskogsbestånd. Alla ytor ligger på tidigare betesmark (kulturmark) ovanpå en mäktig brunjordsprofil. Trollebo 1 (Tb-1) bestod av ett gles lövbestånd som föryngringsavverkades 2003. I samband med detta lämnades ett par ekar kvar. Ytan har i dagsläget ett buskskikt som täcker cirka 30 % av ytan. Trollebo 2 (Tb-2) bestod av ett 50-årigt granbestånd som föryngringsavverkades (manuellt) 2003 och återplanterades med gran 2005. Uttag av skogsbränsle har ej skett i något fall. De båda hyggena är rika på örter, men det finns mer gräs i Tb-2. Lövskogsbeståndet är cirka 45-50 år gammalt och ligger strax intill hyggena. Skogen domineras av björk (65 %), al och asp (20 %) med ett visst inslag av gran (15 %).

I Grimslöv (6295147, 1423196) finns det två föryngringsavverkade provytor (björkhyggen) och ett björkbestånd. Ytorna avverkades vintern 2002/03 men har inte markbetts. Samtliga ytor ligger på en gammal sjöbotten. Grimslöv 1 (G1-1) och Grimslöv 2 (G1-2) har ett naturligt uppslag av björk, asp, rönn, vide och sälg. I samband med stormen Gudrun i januari 2005 etablerades ett virkesupptag i anslutning till G1-2. Vattnet från virkesupptaget leds förbi provytan ner till en nyanlagd damm. Byggandet av dammen och diket ledde till att G1-2 numera täcks av lager sediment (mestadels sand). Björkbeståndet, Grimslöv 3 (G1-3) ligger strax intill Salen, vilket är en grund och näringsrik sjö. Beståndet översvämmas regelbundet vilket indikeras bland annat av ett stort aluppslag närmast sjön. Beståndet är delvis luckigt på grund av stormskador efter Gudrun 2005. Rönjningsarbete pågår fortfarande.

Några mil söderut från Grimslöv ligger Älmhult (6274161, 1401000). I detta försöksområde saknas provytor med växande skog. Älmhult 1 och 2 (Äh-1 och Äh-2) består av två stycken björkasphyggen medan Älmhult 3 (Äh-3) består av ett granhygge. Avverkning skedde sommaren 2002 samt vintern 2002/03. Samtliga provytor har planterats med gran. Uppslag av rönn, björk, asp och ek förekommer. Utmärkande för alla tre hyggen är ett manshögt uppslag av hallon.

De två sista försöksområdena, Östad och Ryssberget, ligger med några kilometers avstånd från varandra. I Östad (6230670, 1421094) finns det tre provytor etablerade varav två är hyggen och det tredje är ett skogsbestånd. Det ena hygget, Östad 1 (Ös-1), är ett granhygge medan Östad 2 (Ös-2) är ett slutavverkat granbestånd med stora inslag av bok och björk. Marken består av en välutvecklad podsolprofil vilket skiljer detta försöksområde från övriga ytor (brunjordsprofiler). Föryngringsavverkning inträffade sommaren 2002. På båda hyggena har återplantering med gran skett. Den växande skogen, Östad 3 (Ös-3) utgörs av äldre bokskog i en dunge intill hyggena.

I Ryssberget (6224364, 1421884), slutligen, finns det ett björkhygge (Ryssberget 2, Rb-2) som avverkades sommaren 2002. Marken består av tidigare betesmark där ett naturligt uppslaget av löv har tillåtits växa upp. Hygget har fläckmarkberetts för att tillåta naturlig föryngring av löv. Utmärkande för området är en rik förekomst av björnbär. Ryssberget 1 (Rb-1) består av ett 40-årigt björkbestånd med inslag av hassel, bok och ek.

## **3.2 Markvatten**

Markvattenprovtagning skedde med hjälp av keramiska undertryckslysimetrar. Lysimeterutrustningen består av en keramikropp som grävs ner i marken och fästs till en silikon slang. Silikonslangen går upp till en tryckkammare vid markytan (lös provflaska, 250 ml) som skyddas av ett plaströr. Genom att skapa ett undertryck i keramikroppen sugs markvattnet upp och samlas i provflaskan som därefter kan kopplas lös och skickas in till laboratoriet för vattenkemisk analys. Tömning sker normalt två dagar efter att undertryck skapas.

Inom varje provyta placerades 5 stycken lysimetrar ut på 50 cm djup från markytan (ej mineraljorden). Provdjupet motsvarar markskiktet omedelbart under rotzonen och kan därför användas som ett mått på utlakningen. Det är detta vatten som slutligen hamnar i vattendragen. De enskilda markvattenproverna slogs ihop till ett generalprov för varje provyta för att utjämna variationer och garantera tillräcklig provvolym för kemiska analyser. Provtagning har skett 2 till 3 gånger per år (vår, sommar och höst) under perioden 2003-2006.

Markvattenkemin har analyserats av IVL Svenska Miljöinstitutet AB med avseende på pH (KCl), alkalinitet, konduktivitet, sulfatsvavel (SO<sub>4</sub>-S), nitratkväve (NO<sub>3</sub>-N), klorid (Cl<sup>-</sup>), ammoniumkväve

(NH<sub>4</sub>-N), kalcium (Ca<sup>2+</sup>), magnesium (Mg<sup>2+</sup>), natrium (Na<sup>+</sup>), kalium (K<sup>+</sup>) och mangan (Mn<sup>2+</sup>). Analys av järn (Fe<sup>n+</sup>), totalt organiskt kol (TOC) samt totalaluminium (Al-tot) har gjorts av Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för Miljöanalys i Uppsala. En beskrivning av analysmetoderna återfinns i Bilaga 1. Den syraneutraliserande förmågan (ANC) har beräknats genom att summera halten av katjoner (Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup>) minus summan av halten anjoner (SO<sub>4</sub>-S, NO<sub>3</sub>-N, Cl<sup>-</sup>), uttryckt som ekvivalenter per liter.

### **3.3 Markkemi**

Hösten 2006 kompletterades markvattenundersökningen med en markkemisk provtagning när den biologiska aktiviteten i marken var låg. Syftet med provtagningen var att bestämma C/N-kvoten i markens översta skikt i de olika provytorna. Markprover samlades in från humuslagret och den översta delen av mineraljorden (0-5 cm). Oftast var humuslagret inte tjockare än 1-2 cm vilket försvårade provtagningen. Det totala antalet provet uppgick till 150 stycken (15 \* 5 \* 2). Inget markprov togs från Gl-2 på grund av sedimentpåverkan från en nyanlagd damm. En översiktlig beskrivning över jordmånstyp gjordes (brunjord, podsol) men inte humusform (mår, mull eller moder).

Jordproverna skickades till Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för Markvetenskap i Uppsala för provbearbetning (torkning och malning) och analys av pH (H<sub>2</sub>O), fukthalt (Ts), totalkväve (N-tot) samt totalkol (C-tot). En beskrivning av analysmetoderna återfinns i Bilaga 1. Korrigering av karbonathalten vid pH-värden över 5.5 har inte skett varför C-tot halten i något fall kan bestå av både organiskt kol och karbonater. Ett eventuellt innehåll av karbonater i marken ger ett högre C-tot innehåll än normalt vilket därmed påverkar C/N-kvoten. Vidare har inte innehållet av finrötter sällats bort vilket innebär att när proverna torkades och maldes finfördelades även de växtpartiklar som fanns med i jorden (bland annat finrötter). Finrötter har ofta en C/N-kvot på 40-50, det vill säga ett högt innehåll av kol, vilket också kan ha påverkat resultaten.

### **3.4 Inventering av markvegetationstyp och fältskiktsarter**

Som ett komplement till de mark- och markvattenkemiska undersökningarna utfördes en markvegetationsundersökning under hösten 2006 med hjälp av personal från Skogsstyrelsen. Beskrivningen förväntas bidra till tolkningen av resultaten eftersom närvaron (eller frånvaron) av vissa artgrupper kan ge en indikation på skogsmarkens näringsstatus. Till markvegetationen räknas både fält- och bottenkiktet, men i denna studie har endast fältskiktet beaktats. Fältskiktet utgörs av ormbunkar, ris, örter (låg och hög), gräs, fräken och lummerväxter medan bottenkiktet består av mossor och lavar.

Inventeringen utfördes i enlighet med Skogshögskolans boniteringssystem (Hägglund & Lundmark, 1999). Inom boniteringssystemet ingår tio olika markvegetationstyper, räknat utifrån avtagande utbud av växtnäring: 1) Högörstyp, 2) Lågörstyp, 3) Mark utan fältskikt, 4) Bredbladig grästyp, 5) Smalbladig grästyp, 6) Starr-Fräkentyp, 7) Blåbärstyp, 8) Lingontyp, 9) Kråkbär-Ljungtyp och 10) Fattigristyp. Markvegetationstypen bestämdes utifrån täckningsgrad och artsammansättning inom det befintliga fältskiktet för respektive provyta. Täckningsgraden för en typart eller grupper av typarter bestämdes utifrån bestämda gränsvärden (andel av provyta) och därefter bestämdes artsammansättningen i fältskiktet.

### **3.5 Bearbetning av data och statistisk utvärdering**

Resultaten från de markvattenkemiska mätningarna redovisas oftast som medianvärden för hela försöksperioden (2003-2006) för respektive provyta eller som medianvärden för olika provtagnings-tillfällen (datum) och kategorier (granhygge, lövhygge, lövskog) om inte annat anges. Anledningen till att medianvärden har använts istället för medelvärden är att det för vissa parametrar förekommer stora haltvariationer (det vill säga värden som ligger långt borta från majoriteten av data). Vid beräkning av medelvärdet får dessa så kallade "extremvärden" en stor betydelse och ger inte alltid en sanningsenlig bild. Genom att använda medianvärdet redovisas istället det värde som ligger "mitt i" observationerna, sorterade efter stigande ordning. Medianvärden kan därför ge en bättre bild av vad som är "normalt" i en sned fördelning med många höga eller låga värden.

Medianmetoden kan dock vara mindre lämplig eftersom den bygger på en viss frekvensfördelning av data. I denna studie uppgår antalet provtagningsfall till maximalt nio mätningar per provyta (ibland mindre på grund av torka) vilket är att betrakta som i minsta laget. Vidare får även mätintensiteten och tidpunkten för provtagning en stor inverkan på resultaten (om det finns fler värden under en period med låga värden och få värden under en period med höga värden sjunker medianvärdet). För parametrar som förändras sig med tiden är detta tydligt (exempelvis nitrat). De ytor där median och medelvärdet kraftigt skiljer sig från varandra är Gl-3 och Gl-2. Detta påverkar resultaten för de olika kategorierna varför särskild uppmärksamhet bör fästas vid dessa.

För de markvattenkemiska parametrarna har ett oberoende t-test utförts i Excel (t-Test: Two-Sample Assuming Equal Variance) vilket jämför differensen mellan olika talpar (exempelvis gran- och lövhyggen). T-testet räknar, utifrån medelvärdet och standardavvikelsen, ut i vilken utsträckning skillnaderna är signifikant skild från varandra och inte beror på slumpen. Skillnaden mellan grupperna antas vara normalfördelad, det vill säga parametrisk, och variansen (standardavvikelsen i kvadrat) ska vara ungefär lika stor. För att tillämpa testet krävs det dessutom kvantitativa mätvärden (siffror som är siffror) till skillnad från kvalitativa (exempelvis kön).

T-testet utfördes endast på hyggesprovytorna eftersom syftet med studien i första hand var att påvisa eventuella skillnader mellan gran- och lövhyggen. För varje provyta (hygge=3 och löv=7) beräknades medelvärdet för hela försöksperioden. Därefter tillämpades t-testet. P-värden under 0,05 bedömdes som statistiskt signifikanta.

Bearbetning av markkemi redovisas antingen för olika kategorier (medianvärde per provtagningsfall) eller för respektive provyta (medianvärde för försöksperioden). Vid beräkning av C/N-kvoten har korrigering för fukthalten gjorts. Markkemiska data har inte utvärderats statistiskt eftersom syftet inte var att jämföra skillnader mellan olika grupper utan att koppla C/N-kvoten med uppmätta nitralter på samma provyta

## 4 Resultat

### 4.1 Markvatten

Resultaten från den markvattenkemiska utvärderingen redovisas i avsnitt 4.1.1 till 4.1.6. För att underlätta tolkningen av data har försöksytorna grupperats utifrån tre olika kategorier; växande lövskog, lövhygge samt granhygge. Eftersom mätningarna endast har pågått under ett begränsat antal år bör data ej nyttjas för att urskilja trender i tiden, med undantag av nitrat där hyggeseffekten har haft en tydlig påverkan på kort sikt. Däremot kan tidstrender vara användbara för att studera säsongsvariationer eller andra kortsiktiga effekter. I Bilaga 2 redovisas halterna (uttryckta som medianvärden per provtagningstillfälle) för de tre olika kategorierna. Observera att för kategorin ”växande skog” är antalet försöksytor  $n=6$ , för kategorin ”lövhyggen” är  $n=7$  och slutligen för kategorin ”granhyggen” är antalet  $n=3$  vilket kan ha betydelse för resultaten.

Resultaten från den statistiska utvärderingen visade på statistiskt signifikanta skillnader mellan gran- och lövhyggen för sulfat- och nitrathalten ( $p=0,0503$  bedömd som signifikant) samt Al-tot (Tabell 2).

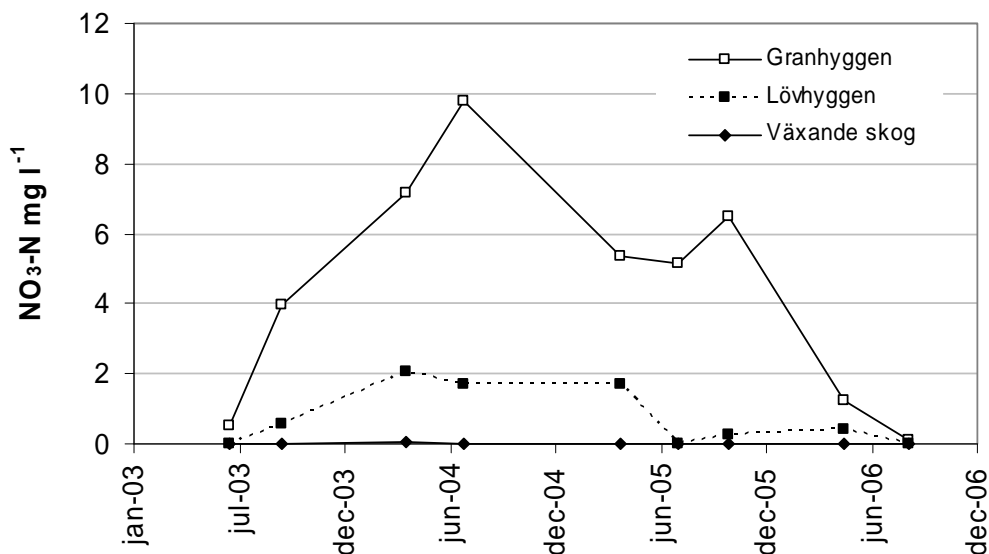
Tabell 2. Resultaten från den statistiska utvärderingen (oberoende T-test). Siffror (p-värden) i fet stil anger signifikanta skillnader vid signifikansnivån  $p=0,05$ . I analysen har skillnaden mellan gran- och lövhyggen testats.

H <sup>+</sup>	SO <sub>4</sub> -S	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Mn <sup>2+</sup>	Fe <sup>n+</sup>	Al-tot	TOC
0,032	<b>0,002</b>	0,346	<b>0,050</b>	0,097	0,461	0,157	0,252	0,110	0,400	0,251	<b>0,026</b>	0,052

#### 4.1.1 Nitrat och ammonium

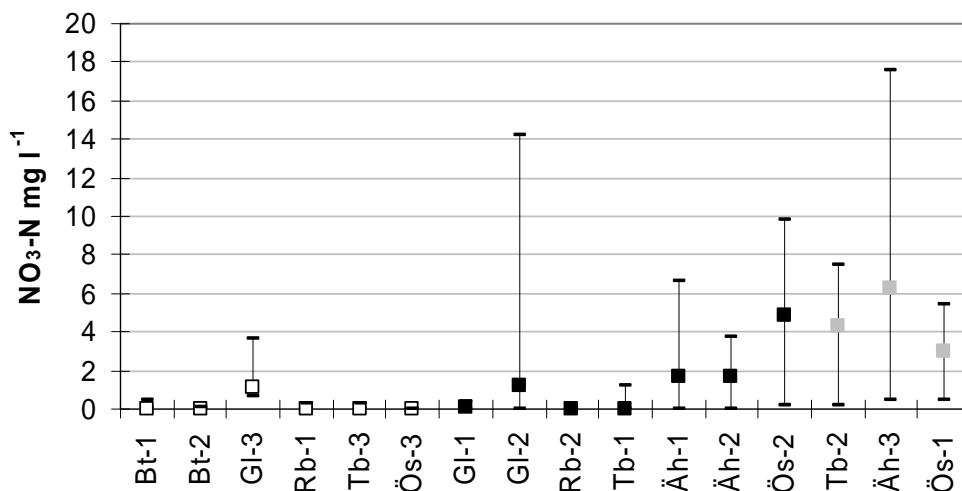
Majoriteten av bestånden slutavverkades under vinterhalvåret 2002/03. Redan inom ett år var nitratkvävehalterna på hyggena (löv och gran) förhöjda jämfört med växande skog (Figur 3). De högst halterna noterades ett och ett halvt år efter avverkning och avtog därefter med tiden. Vid den sista mätningen (augusti 2006) var nitratkvävehalterna på hyggena (löv och barr) i nivå med dem som uppmätts i växande skog vilket indikerar att hyggeseffekten håller på att klinga av. Det finns tendenser till lägre halter under vegetationssäsongen varför fortsatt förhöjda halter sannolikt är att vänta under vinterhalvåret 2006, framför allt på granhyggena där halterna ännu inte har gått ner till noll.

Nitralthalterna i markvattnet varierade kraftigt mellan provytorna under försöksperioden (Figur 4). Generellt uppträdde mycket låga halter ( $<0,002$  mg per liter) i växande lövskog med undantag av en provyta, G1-3, där halterna var något förhöjda (1,1 mg per liter). Troligtvis beror detta på förekomsten av al i beståndet som har en kvävefixerande förmåga. I januari 2005 drabbades även området hårt av stormen Gudrun. Den störning som detta har inneburit i marken, i form av rotvältor och omrörning av humusmaterialet, kan ha stimulerat nitrifikationsprocessen och därmed bidragit till de uppmätta nitratkoncentrationerna (även om förhöjda halter förekom redan innan 2005).



Figur 3. Förändring i nitratkvävehalt (median) med tiden på hyggen respektive i växande skog. Föryngringsavverkning av bestånden skedde huvudsakligen under vinterhalvåret 2002/03.

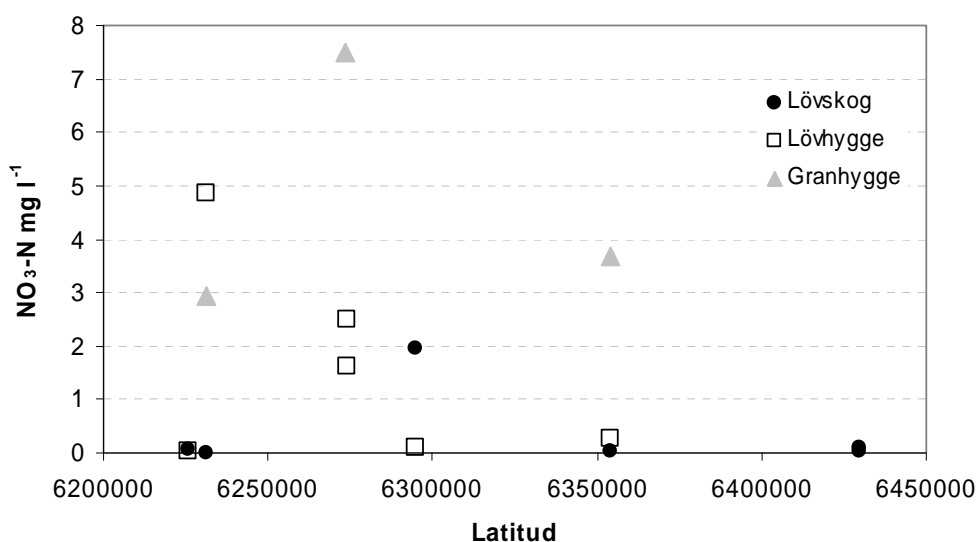
Jämfört med växande lövskog uppmättes betydligt högre halter på hyggena (gran och löv), även om variationen var stor mellan provytorna. De högsta halterna uppträdde på granhyggerna där halterna varierade mellan 3,0-6,2 mg per liter (Figur 4). På lövhyggena varierade halterna mellan 0,09-4,8 mg per liter. Variationen inom provytan kan till stor del förklaras utifrån den kortvariga effekt som föryngringsavverkning har över tiden (se Figur 3). Två av hyggena (Gl-1 och Rb-2) utmärkte sig genom att inte en enda gång under försöksperioden uppvisa tecken på en förhöjd utlakning jämfört med växande skog.



Figur 4. Nitratkvävehalten i markvattnet på 50 cm djup uttryckt som ett medianvärde under perioden 2003-2006. Figuren visar även spridningen (5 % resp. 95 %) kring medianvärdet. Vita fyrkanter (□) avser växande lövskog, svarta fyrkanter (■) lövhyggen och gråa fyrkanter (■) granhyggen.

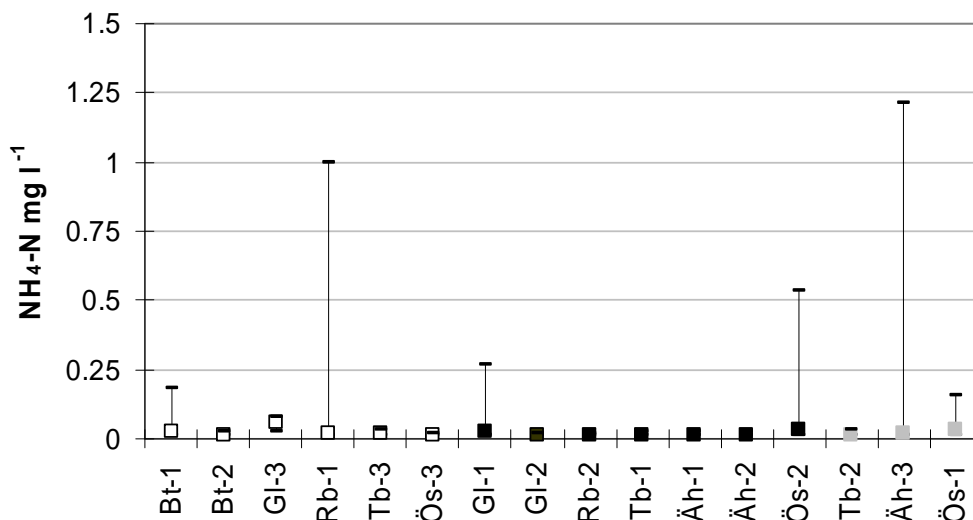
I snitt (medianvärde) var nitrathalten i lövskog 0,001 mg per liter, på lövhyggen 0,2 mg per liter och på granhyggen 4,7 mg per liter. Motsvarande medelvärden är 0,2 mg per liter i lövskog, på lövhyggen 1,9 mg per liter och på granhyggen 4,7 mg per liter, vilket indikerar att 1) kväveutlakningen är högre från hyggen jämfört med växande skog och 2) kväveutlakningen från granhyggen är högre jämfört med lövhyggen (vilket syns tydligt i parallellförsöken Trollebo och Älmhult). Skillnaden mellan gran- och lövhyggen var även statistiskt signifikant.

Nitrathalterna i markvattnet jämfördes även med dess geografiska läge. Utlakningen från växande skog var låg, oavsett geografiskt läge med undantag av G1-3 (se Figur 5). För lövhyggen fanns det en svag tendens ( $R^2=0,21$ ) till högre utlakning söderut medan utlakningen från granhyggen var hög oberoende geografiskt läge. Den svaga korrelationen på lövhyggena dras ned på grund av Tb-2 som inte har uppvisat några tecken på förhöjd kväveutlakning under hyggesfasen.



Figur 5. Förhållandet mellan nitrathalten i markvattnet på 50 cm djup och latitud på hyggen (löv och gran) och i växande lövskog. Symbolerna avser medelvärdet för varje provyta under hela försöksperioden. Observera att i något fall överlappar symboler varandra.

Halterna av ammoniumkväve var generellt mycket låga (<0,05 mg per liter) under hela försöksperioden (Figur 6). I två fall, Rb-1 (lövskog) och Äh-3 (granhygge) uppmättes halter på 1,3 (april 2005) respektive 1,7 (juni 2003) mg per liter. I Rb-1 skulle detta kunna bero på att mätningen utfördes tidigt på växtsäsongen innan växterna hade kommit igång med sitt näringsupptag och i Äh-3 skulle det kunna bero på att mätningen utfördes samma år som avverkningen skedde. Eftersom hyggesvegetation troligtvis saknades på granhygget skedde inget ammoniumupptag.



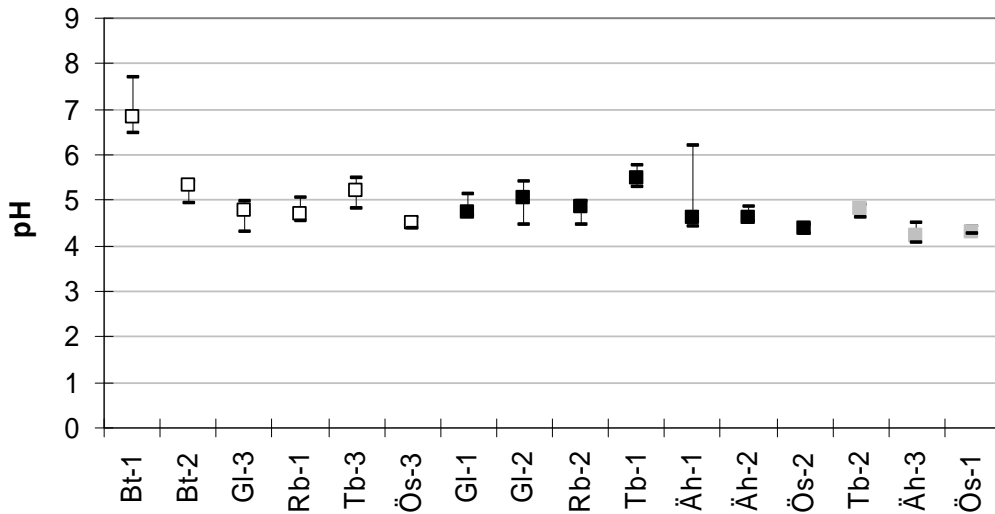
Figur 6. Ammoniumkvävehalten i markvattnet på 50 cm djup uttryckt som ett medianvärde under perioden 2003-2006. Figuren visar även spridningen (5 % resp. 95 %) kring medianvärdet. Vita fyrkanter (□) avser växande lövskog, svarta fyrkanter (■) lövhyggen och gråa fyrkanter (■) granhyggen.

#### 4.1.2 pH, ANC samt sulfatsvavel

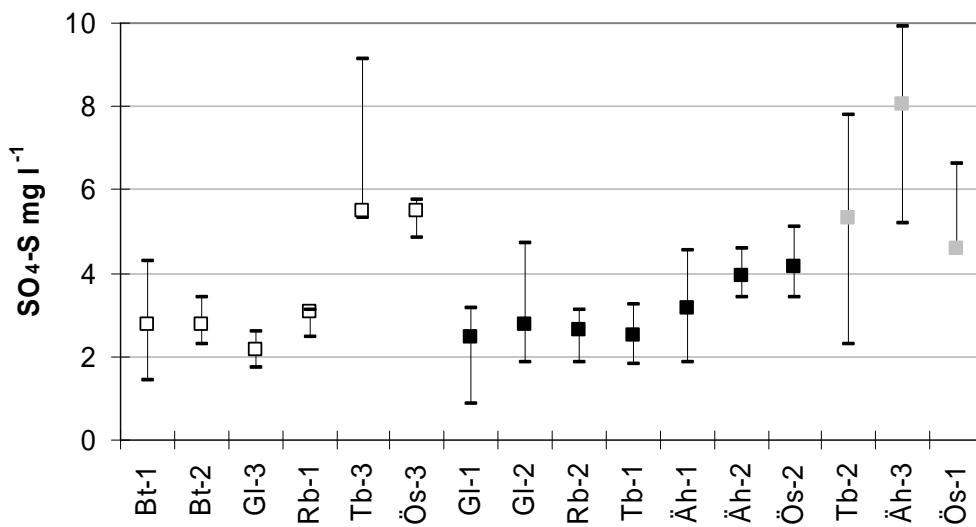
Försöksytorna skiljer sig delvis åt med avseende på tidigare markanvändning, deposition och trädslag vilket bland annat avspeglar sig på surhetstillståndet i marken. Generellt uppmättes de lägsta pH- och ANC-värdena samt de högsta sulfatsvavelhalterna på granhyggena (Figur 7-Figur 9). På lövlokalerna (hygge och växande skog) var pH-värdet något högre med undantag av Ös-3 (bokskog) och Ös-2 (granbokhygge) som hade ett pH-värde på 4,4 respektive 4,4 (Figur 7). Detta är i nivå med de halter som uppmättes på granhyggena (pH 4,2-4,8). Bokskogar är kända för att ha ett förhållandevis lågt pH-värde i marken jämfört med övrig lövskog.

En av lövlokalerna, Bt-1, skiljde sig kraftigt åt från övriga lokaler genom ett ovanligt högt pH-värde (Figur 7). Beståndet, som utgörs av gles björkskog på igenväxt hagmark, hade ett pH-värde på 6,8 och ett ANC-värde på 970 ekvivalenter per liter (se Figur 7 och Figur 9). Detta beror på mycket höga kalciumhalter (medianvärde på 15 mg per liter, se Figur 11) vilket i sin tur tros bero på att området ligger i en region med förhöjd kalkhalt (SNA, 1996). Eftersom referensvärden saknas innan avverkning är det svårt att avgöra om nitrifikationen har inneburit en försurning med sänkt pH.

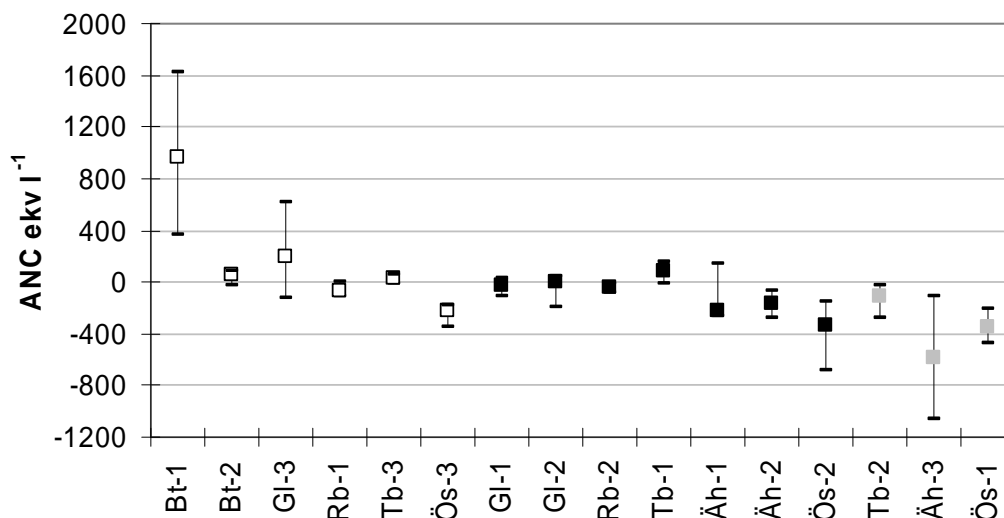




Figur 7. pH-värdet i markvattnet på 50 cm djup uttryckt som ett medianvärde under perioden 2003-2006. Figuren visar även spridningen (5 % resp. 95 %) kring medianvärdet. Vita fyrkanter (□) avser växande lövskog, svarta fyrkanter (■) lövhyggen och gråa fyrkanter (▒) granhyggen.

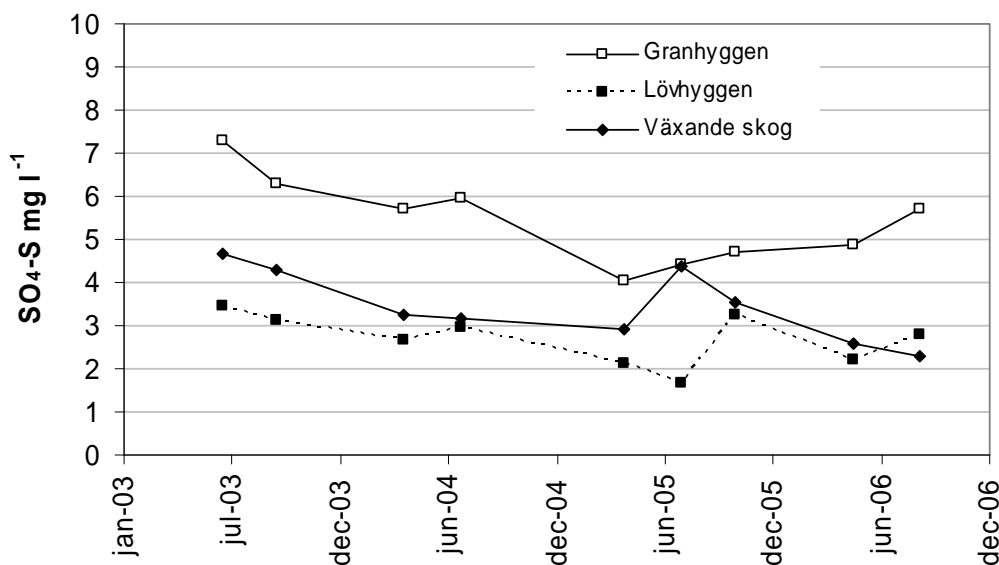


Figur 8. Sulfatsvavelhalten i markvattnet på 50 cm djup uttryckt som ett medianvärde under perioden 2003-2006. Figuren visar även spridningen (5 % resp. 95 %) kring medianvärdet. Vita fyrkanter (□) avser växande lövskog, svarta fyrkanter (■) lövhyggen och gråa fyrkanter (▒) granhyggen.



Figur 9. ANC (=Acid Neutralizing Capacity) i markvattnet på 50 cm djup uttryckt som ett medianvärde under perioden 2003-2006. Figuren visar även spridningen (5 % resp. 95 %) kring medianvärdet. Vita fyrkanter (□) avser växande lövskog, svarta fyrkanter (■) lövhyggen och gråa fyrkanter (▒) granhyggen.

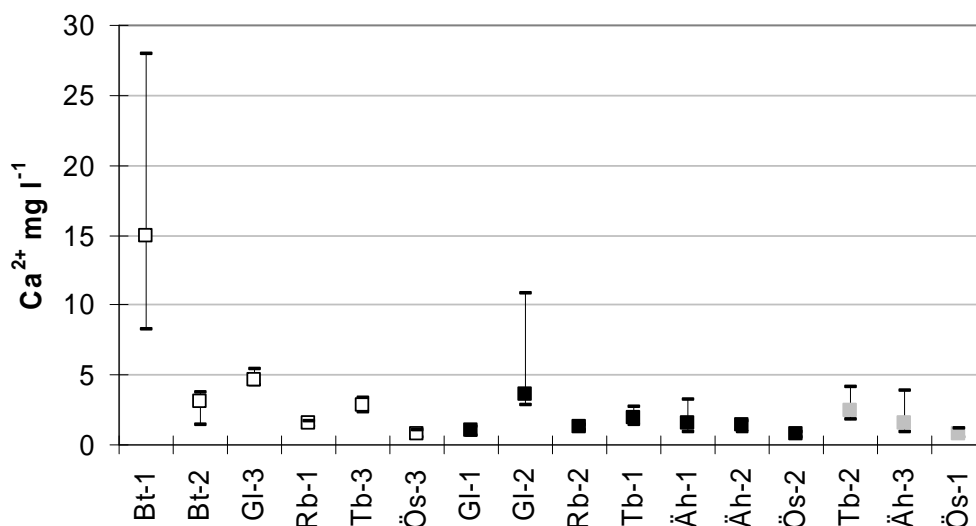
Det finns tendenser till minskade sulfathalter med tiden, framför allt på granhyggena (Figur 10). Sulfat tillförs i stor utsträckning via torrdeposition som fastnar i trädens kronor. När träden skördas minskar torrdepositionen vilket avspeglas i markvattnet. Eftersom torrdeposition är högre i barrskog jämfört med lövskog blir skillnaden som störst på granhyggena. Detta bekräftas också av att skillnaderna i mellan gran- och lövhyggena var statistiskt signifikanta.



Figur 10. Förändring i sulfatsvavelhalt (median) med tiden på hyggen respektive i växande skog. Förnygringsavverkning av bestånden skedde huvudsakligen under vinterhalvåret 2002/03.

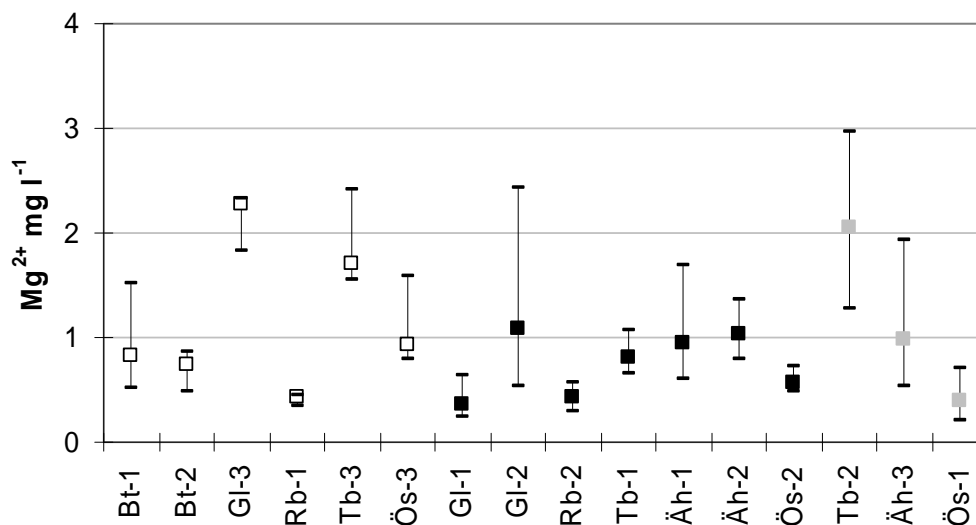
### 4.1.3 Kalcium, magnesium och kalium

Kalciumhalterna varierade lite mellan försöksytorna (mellan 0,7 och 4,6 mg per liter) med undantag av en yta (Bt-1) som hade en medianhalt på 15 mg per liter (Figur 11). Så pass höga halter har inte ens uppmätts i kalkningsförsök där upp till 12 ton kalk per hektar har spridits (Zetterberg m.fl., 2005). Som tidigare nämnts ligger området i en region med förhöjd kalkhalt (SNA, 1996). Kalken som härrör från Borghamn, strax norr om Omberg vid den nordöstra sidan om Vättern, har transporterats söderut med is och vatten och deponerats bland annat i den region som försöksområdet befinner sig i. En teori är att de uppmätta kalciumhalterna beror på förekomsten av dessa kalkrika jordlager. En jämförelse med markvattendata från krondropslokalen Omberg (11,9 mg kalcium per liter, median för perioden 2001-2003) tyder på att dessa halter inte är ovanligt förekommande i området. Desto mer anmärkningsvärt är att kalciumhalten i intilliggande lokal, Bt-1, endast uppgår till 3 mg per liter, vilket är svårt att förklara eftersom lokalerna (Bt-1 och Bt-2) endast ligger 200-300 meter från varandra.



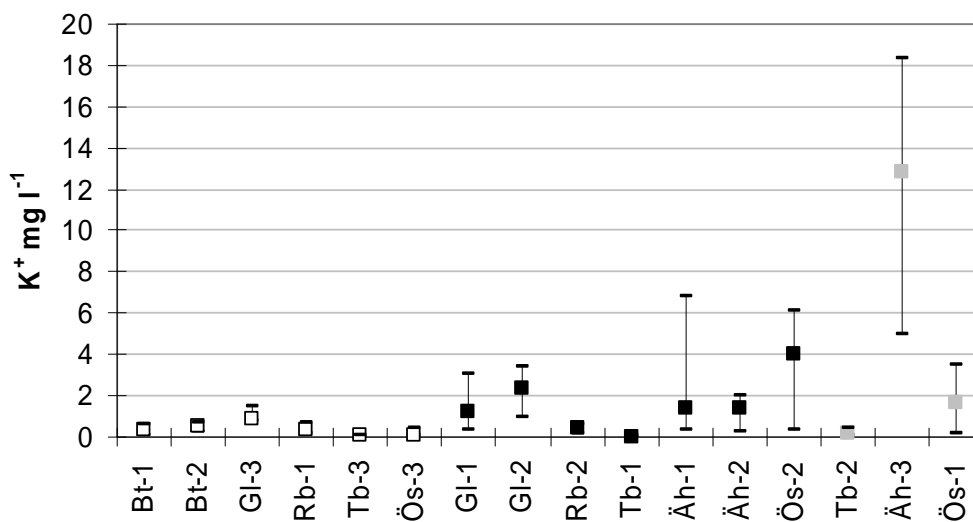
Figur 11. Kalciumhalten i markvattnet på 50 cm djup uttryckt som ett medianvärde under perioden 2003-2006. Figuren visar även spridningen (5 % resp. 95 %) kring medianvärdet. Vita fyrkanter (□) avser växande lövskog, svarta fyrkanter (■) lövhyggen och gråa fyrkanter (▒) granhyggen.

Förekomsten av magnesium i markvattnet varierar, liksom kalcium, inte nämnvärt mellan provytorna (Figur 12). Någon skillnad mellan de olika kategorierna går inte att urskilja.



Figur 12. Magnesiumhalten i markvattnet på 50 cm djup uttryckt som ett medianvärde under perioden 2003-2006. Figuren visar även spridningen (5 % resp. 95 %) kring medianvärdet. Vita fyrkanter (□) avser växande lövskog, svarta fyrkanter (■) lövhyggen och gråa fyrkanter (▒) granhyggen.

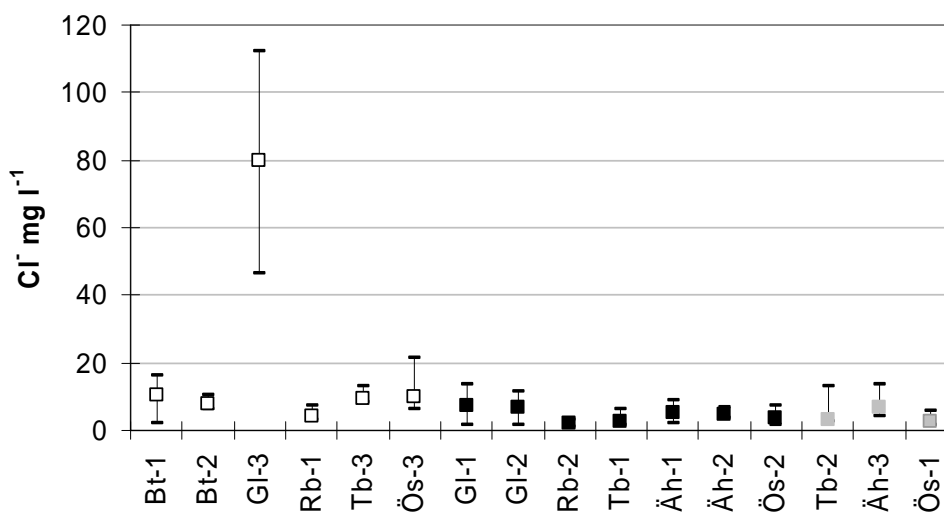
Utlakningen av kalium var däremot tydligt förhöjd både på gran- och på lövhyggena jämfört med lövskogen (Figur 13). I lövskogen var halterna nära noll och varierade mellan 0,05-0,9 mg per liter medan motsvarande siffror för löv- och granhyggena var 0,04-4 respektive 0,1-12 mg per liter. Kalium är en lättlöslig jon i marklösningen och följer med nitratjoner ut i vattendragen. Eftersom nitrathalten var högre på hyggen jämfört med den växande skogen innebär det att även kaliumhalten var förhöjda. Tydligast syns detta i Åh-3 (Figur 4 och Figur 13).



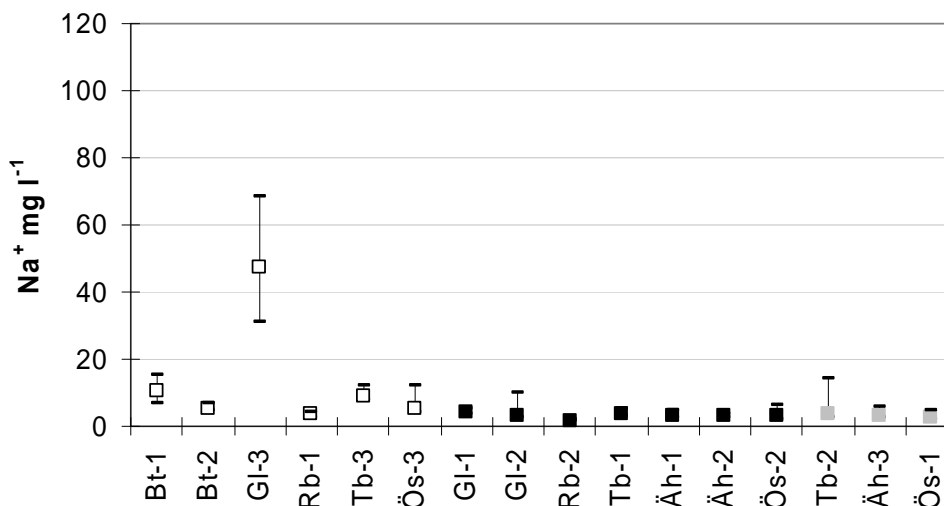
Figur 13. Kaliumhalten i markvattnet på 50 cm djup uttryckt som ett medianvärde under perioden 2003-2006. Figuren visar även spridningen (5 % resp. 95 %) kring medianvärdet. Vita fyrkanter (□) avser växande lövskog, svarta fyrkanter (■) lövhyggen och gråa fyrkanter (▒) granhyggen.

#### 4.1.4 Klorid och natrium

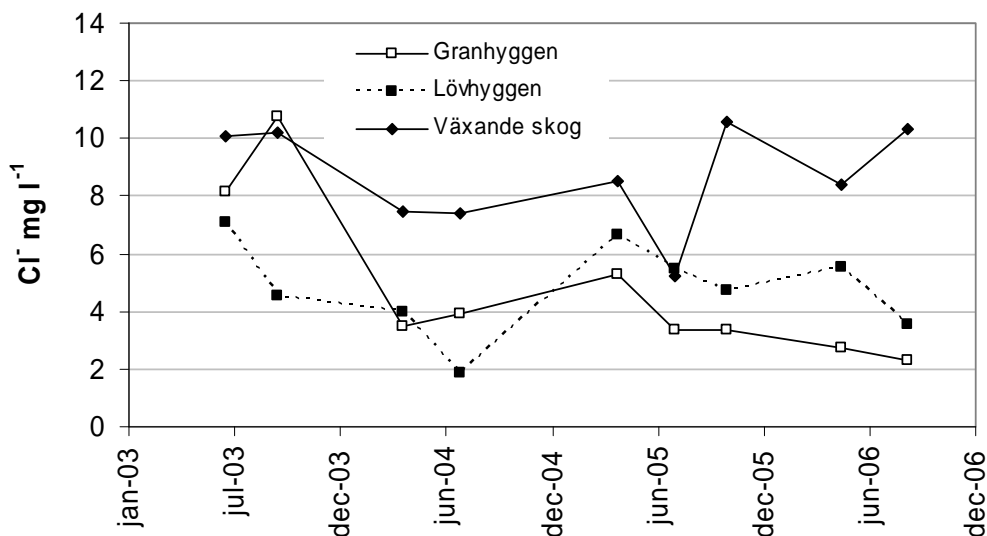
Halterna av både klorid och natrium följer varandra väl och varierar inte nämnvärt mellan ytorna (se Figur 14 och Figur 15). En yta, GI-3 (björkskog), avviker emellertid kraftigt från övriga ytor med klorid- och natriumhalter på 80 respektive 48 mg per liter (median) under försöksperioden. Orsaken till detta är försöktytans nära placering intill riksväg 23 som saltas varje vinterhalvår (Johan Andersson, NCC, muntlig uppgift), vilket har haft en tydlig påverkan på de naturliga koncentrationerna. Det finns, precis som för sulfat, tendenser till minskade koncentrationer med tiden, framför allt på granhyggena (Figur 16).



Figur 14. Kloridhalten i markvattnet på 50 cm djup uttryckt som ett medianvärde under perioden 2003-2006. Figuren visar även spridningen (5 % resp. 95 %) kring medianvärdet. Vita fyrkanter (□) avser växande lövskog, svarta fyrkanter (■) lövhyggen och gråa fyrkanter (■) granhyggen.



Figur 15. Natriumhalten i markvattnet på 50 cm djup uttryckt som ett medianvärde under perioden 2003-2006. Figuren visar även spridningen (5 % resp. 95 %) kring medianvärdet. Vita fyrkanter (□) avser växande lövskog, svarta fyrkanter (■) lövhyggen och gråa fyrkanter (■) granhyggen.



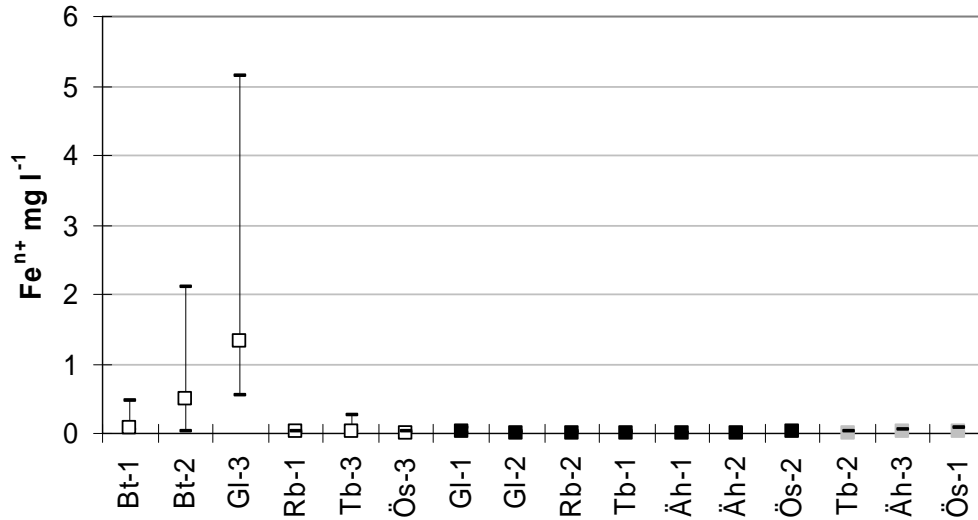
Figur 16. Förändring i kloridhalt (median) med tiden på hyggen respektive i växande skog. Förnygringsavverkning av bestånden skedde huvudsakligen under vinterhalvåret 2002/03.

#### 4.1.5 Mangan, järn och TOC

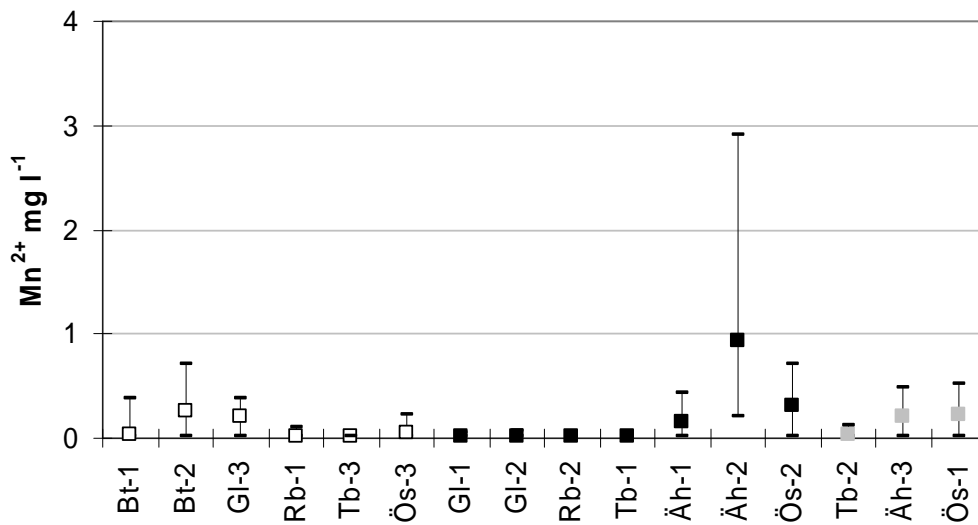
Både järn och mangan är viktiga mikronäringsämnen men som behövs i en liten mängd och vars förekomst i stor utsträckning styrs av pH-värdet i marken. Lösligheten av järn och mangan ökar med minskat pH-värde och kan i riktigt sura jordar nå koncentrationer som är direkt skadliga för växterna. När pH-värdet ökar minskar lösligheten till en punkt (varierar) då jonerna först övergår till hydroxidjoner och slutligen faller ut som oxider eller hydroxider. Förutom pH-värdet styrs tillgängligheten även av markens redoxprocesser eftersom både järn och mangan förekommer i olika valenstal. Vid reducerade förhållanden förekommer de lägre valenstalen medan de högre valenserna uppträder vid oxiderade förhållanden. Generellt är växttillgängligheten större vid sura och reducerade förhållanden än vid basiska och oxiderade situationer (Brady, 1990). I marklösningen förekommer mangan som en tvåvärd jon i mycket låga koncentrationer i neutrala och svagt sura jordar, medan järn uppträder som trevärd jon syrerika miljöer och tvåvärd jon under syrefattiga förhållanden. Övergången från ett valenstal till ett annat inträffar exempelvis när mikroorganismer använder järn eller mangan som energikälla.

I denna studie var variationen av järn liten mellan försöksytorna och halterna var låga med undantag en yta, G1-3 (lövskog) (Figur 17). Detta tros bero på att försöksytan regelbundet svämmas över av den intilliggande sjön Salen vilket skapar reducerade förhållanden och därmed en ökad löslighet av järn. Något förhöjda halter kunde även ses i Bt-2 vilket är en lövskog med inslag av al, något som tyder på fuktiga (och därmed reducerade) förhållanden.

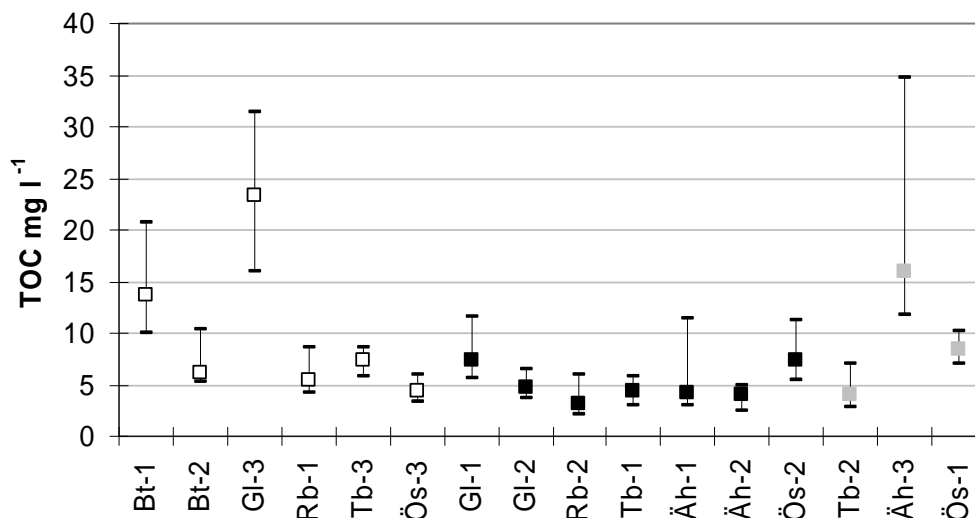
Manganhalten är generellt låg och varierade inte nämnvärt mellan ytorna (Figur 18). Någon skillnad mellan de tre olika försöksgrupperna (skog, gran- respektive lövhyggen) eller tydlig påverkan av hyggeseffekten på koncentrationerna av järn och mangan kunde inte påvisas. Något förvånande är att den kalkrika lokalen Bt-1 med sitt höga pH-värde (se Figur 11) ändå hade järn- och manganhalter i nivå med eller strax över majoriteten av ytorna (Figur 17 och Figur 18). Troligtvis kan de uppmätta halterna förklaras av tillgången på organiskt material (se Figur 19) till vilket järn och mangan komplexbinds och görs mer lösliga.



Figur 17. Järnhalten i markvattnet på 50 cm djup uttryckt som ett medianvärde under perioden 2003-2006. Figuren visar även spridningen (5 % resp. 95 %) kring medianvärdet. Vita fyrkanter (□) avser växande lövskog, svarta fyrkanter (■) lövhyggen och gråa fyrkanter (▒) granhyggen.



Figur 18. Manganhalten i markvattnet på 50 cm djup uttryckt som ett medianvärde under perioden 2003-2006. Figuren visar även spridningen (5 % resp. 95 %) kring medianvärdet. Vita fyrkanter (□) avser växande lövskog, svarta fyrkanter (■) lövhyggen och gråa fyrkanter (▒) granhyggen.



Figur 19. Totalt organiskt kol (TOC) i markvattnet på 50 cm djup uttryckt som ett medianvärde under perioden 2003-2006. Figuren visar även spridningen (5 % resp. 95 %) kring medianvärdet. Vita fyrkanter (□) avser växande lövskog, svarta fyrkanter (■) lövhyggen och gråa fyrkanter (■) granhyggen.

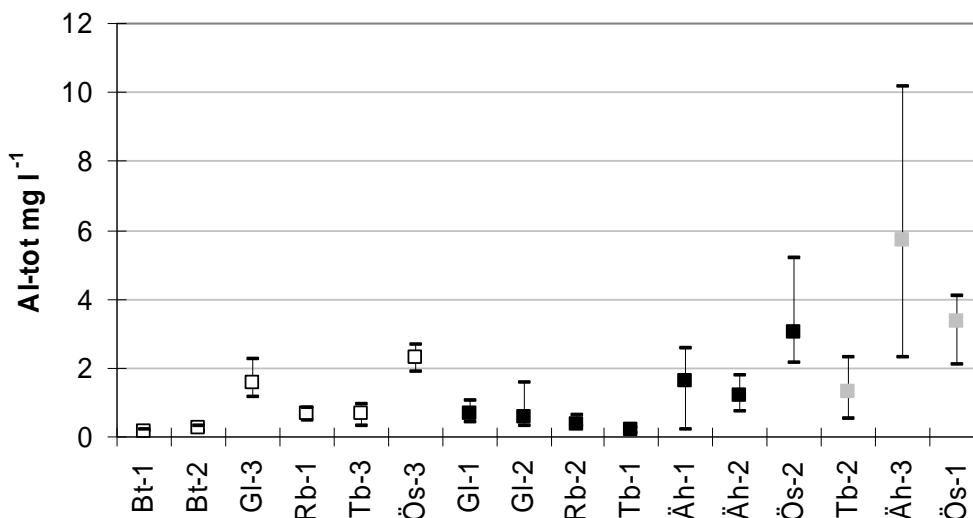
#### 4.1.6 Totalaluminium

Aluminium är ett av de vanligaste ämnena i marken och förekommer i de flesta silikater. Via vittring frigörs aluminiumjonerna och återfinns antingen lösta i markvätskan eller adsorberade till markpartiklarna. I markvattnet förekommer aluminium som en trevärd jon omgiven av ett hölje av vatten. Lösligheten beror, precis som för mangan och järn, till stor del på pH-värdet i marken. Inom pH-intervallet 5,5-8,5 är aluminiumjonerna bundna i en svårslöslig hydroxid, men över och under dessa pH-värden återfinns aluminium i jonform. Förekomsten påverkas även av det organiska materialet eftersom både järn och aluminium kan bilda vattenlösliga kelater, vilket innebär att de kan uppträda löst i vattenfasen under förhållanden då de normalt skulle vara svårslösliga hydroxider.

Växterna tar förvisso upp aluminium men det räknas inte som ett näringsämne. Höga doser kan vara direkt skadliga för växterna men det är främst oorganiskt aluminium som har visat sig toxiskt för exempelvis fisk (påverkar bland annat andningsförmågan). Oorganiskt aluminium har dock inte analyserats i denna studie

I denna studie skiljde sig koncentrationen av totalaluminium åt mellan ytorna (Figur 20) och uppvisade ett samband med pH-värdet (se Figur 7). De suraste lokalerna, det vill säga granhyggena samt Ös-3 (bokskogen) och Ös-2 (granbokhygge) hade tydligt förhöjda halter av aluminium. Även Gl-3 hade förhållandevis höga koncentrationer av Al-tot vilket troligtvis beror på den höga förekomsten av TOC (se Figur 19). De skillnader som har observerats är snarare ett resultat av markförhållanden än en hyggeseffekt även om skillnaden mellan gran- och lövhyggen var statistiskt signifikant.





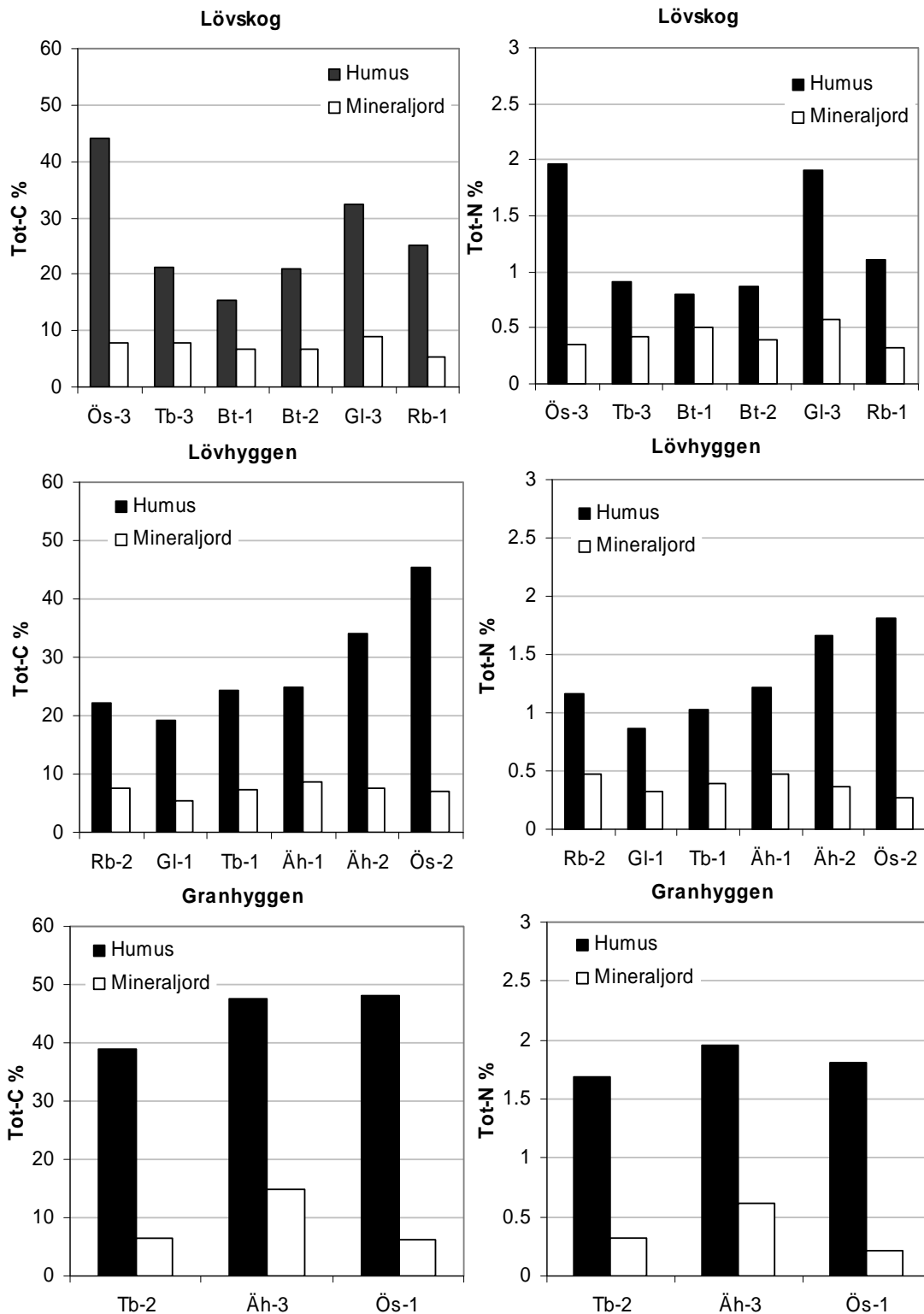
Figur 20. Totalaluminium (Al-tot) i markvattnet på 50 cm djup uttryckt som ett medianvärde under perioden 2003-2006. Figuren visar även spridningen (5 % resp. 95 %) kring medianvärdet. Vita fyrkanter (□) avser växande lövskog, svarta fyrkanter (■) lövhyggen och gråa fyrkanter (▒) granhyggen.

## 4.2 Markkemi

Den markkemiska utvärderingen presenteras i avsnitt 4.2.1-4.2.3 medan ursprungsdata redovisas i tabellform i Bilaga 3. En särskild jämförelse har skett mellan C/N-kvoten i marken och NO<sub>3</sub>-N-halterna i markvattnet vid olika provtagningstillfällen. Jämförelsen bygger på markkemi-data från 2006 och markvattenkemi från tre olika tidpunkter (0-1 år, 2 år samt 4 år efter avverkning). Den korta tid som har förflutit mellan avverkning och markprovtagning förutsätts emellertid inte ha förändrat C/N-kvoten i marken. Förvisso upphör både förnäproduktionen och koldioxidupptaget (=mindre kol) men kväve-mineraliseringen står inte i proportion till kol-mineraliseringen utan går mycket långsammare varför fyra år inte borde ha någon betydelse för C/N-kvoten (Tryggve Persson, Institutionen för markvetenskap, SLU, muntlig kommunikation).

### 4.2.1 Tot-C och Tot-N

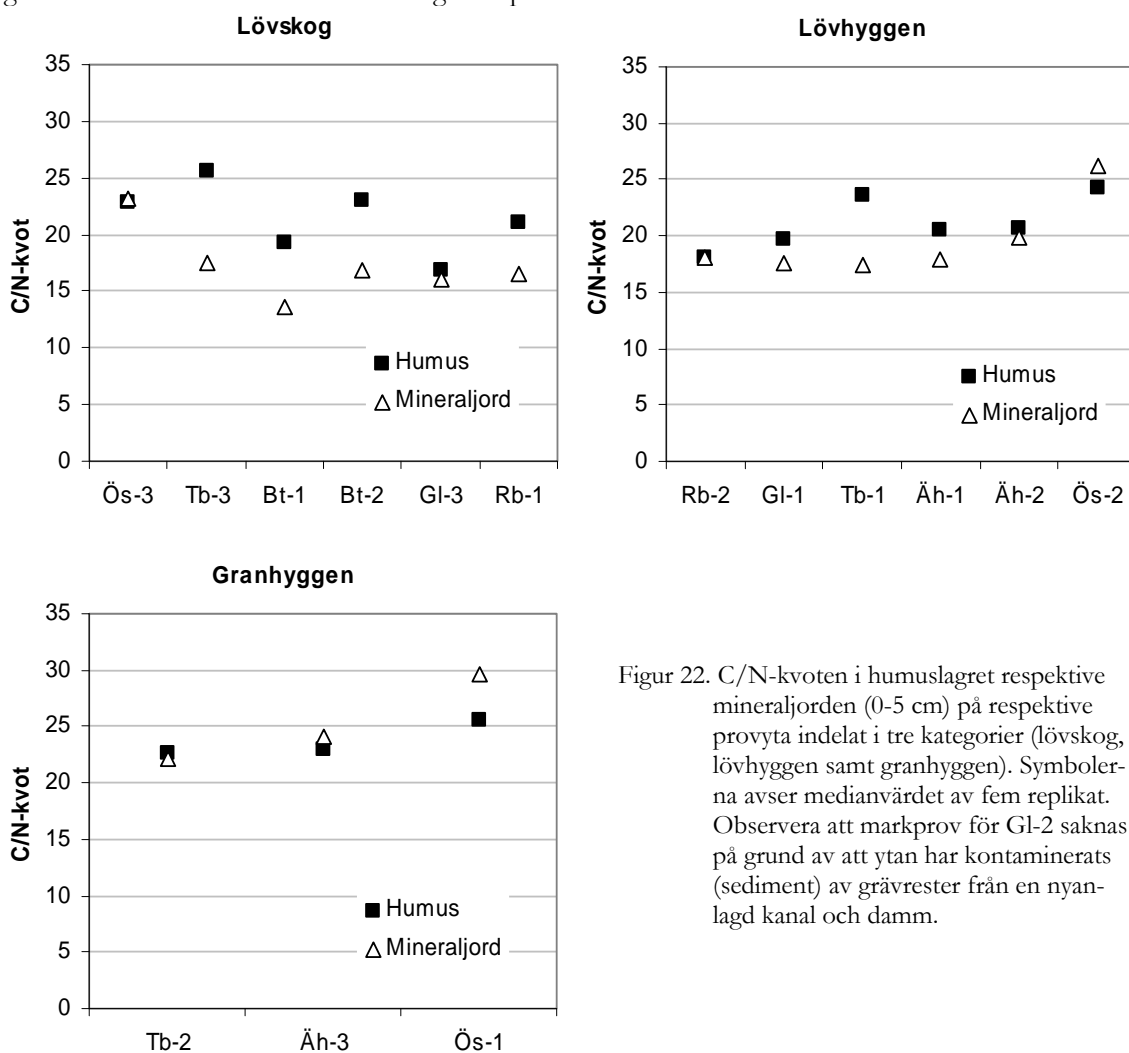
Beräknat på torrsubstansen innehöll *humuslagret* i lövskogen mellan 15-44 % kol (Figur 21). Variationen på lövhyggena var lika stor (19-45 %) medan innehållet av kol på granhyggena varierade betydligt mindre (39-48 %). I *mineraljorden* (0-5 cm) sjönk innehållet av kol till mindre än 10 % på samtliga ytor utom Äh-3 (15 %). Innehållet av kväve i marken var betydligt mindre jämfört med kol och varierade mellan 0,8-2 % (lövskog), 0,9-1,8 % (lövhyggen) samt 0,2-2 % (granhyggen) i humuslagret (Figur 21). Precis som för kol minskade innehållet i *mineraljorden* till mindre än 0,5 % utom i Äh-3 och Gl-3 (båda 0,6 %). Någon skillnad mellan lövskog och hyggen går inte att urskilja i figuren. Däremot skiljer sig granhyggena åt från lövskogen och hyggen i den bemärkelsen att både förrådet av kol och kväve är något högre.



Figur 21. Innehållet av kol och kväve i humuslagret samt i mineraljorden (0-5 cm) beräknat på torrsubstansen. Staplarna visar medianvärdet av fem prover.

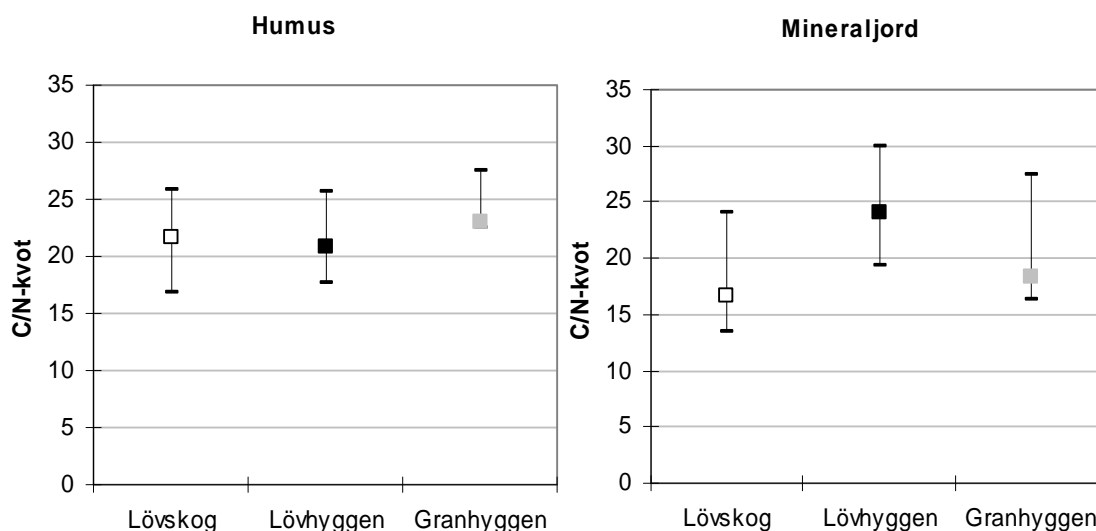
#### 4.2.2 C/N kvoten och förhållandet till NO<sub>3</sub>-N i markvattnet

Resultaten från denna studie visade på förhållandevis låga C/N-kvoter i marken, i de flesta fall mindre än 25 (se Figur 22), vilket tyder på en hög nedbrytningstakt samt att konkurrensen om kväve mellan mikroorganismerna och växterna är låg (=hög risk för utlakning). Jämfört med humuslagret var C/N-kvoten lägre i mineraljorden (0-5 cm) med undantag av en lokal, Ös-1. Östad är det enda försöksområdet som har en tydligt utpräglad podsolprofil, framför allt Ös-1. Den observerade skillnaden kan bero på en kombination av faktorer. Exempelvis kan rottätheten i blekjorden vara lika hög som i humusskiktet, i en kvävefattig miljö. Eftersom nedbrytningen av det organiska materialet framför allt sker i den nedre delen av humusskiktet ("H-skiktet") är det fördelaktigt för växterna att ha finrötterna placerade antingen i detta skikt eller i lagret omedelbart under (=blekjorden). Eftersom C/N-kvoten i finrötter (som inte sällades bort i samband med analys) är cirka 40-50 kan detta ha påverkat C/N-kvoten. En annan förklaring kan vara om det har skett en vegetationsförändring med en kväverikare förna de senaste 10-15 åren (då ligger det kvävefattigare materialet kvar i blekjorden). Ett fåtal lokaler har C/N-kvoter i humus- och mineraljordslagret som närmare sig varandra eller överlappar (exempelvis Rb-2 och Gl-3). Förmodligen beror detta på lokalernas mycket tunna humusskikt (1 cm) och svårighet att skilja humuslagret från underliggande mineraljordslagret vilket innebär att de får likartade egenskaper.



Figur 22. C/N-kvoten i humuslagret respektive mineraljorden (0-5 cm) på respektive provyta indelat i tre kategorier (lövskog, lövhyggen samt granhyggen). Symbolerna avser medianvärdet av fem replikat. Observera att markprov för Gl-2 saknas på grund av att ytan har kontaminerats (sediment) av grävresten från en nyanlagd kanal och damm.

Någon tydlig skillnad mellan de tre olika kategorierna är svår att urskilja men det finns en svag tendens till högre C/N-kvoten på granhyggena både i humus- och i mineraljordslagret (Figur 22 och Figur 23). Variationen är emellertid för stor för att kunna dra någon egentlig slutsats.

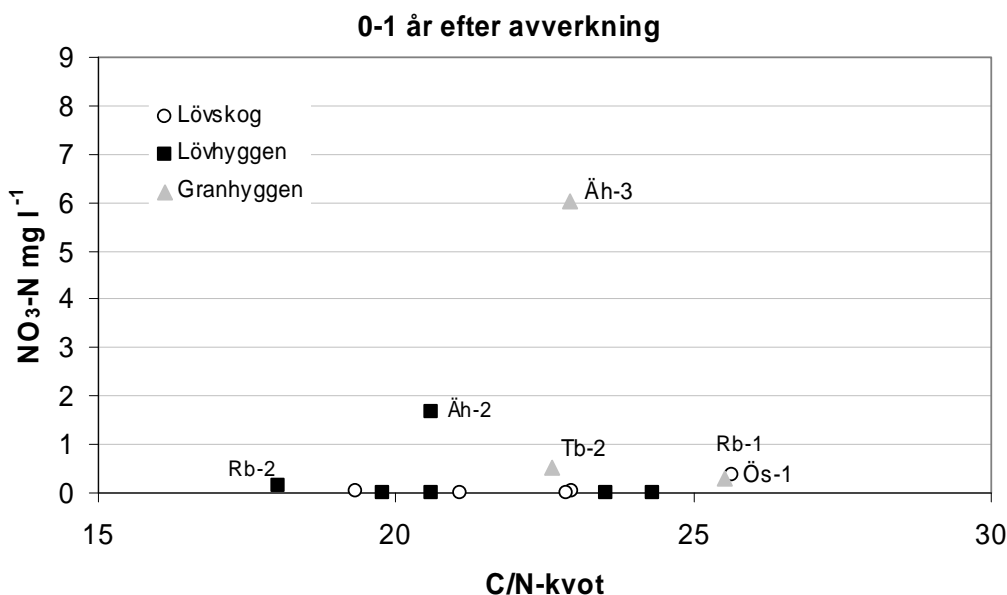


Figur 23. C/N-kvoten i lövskog samt på löv- och granhyggen. Figuren visar medianvärdet samt spridningen (5 % och 95 %).

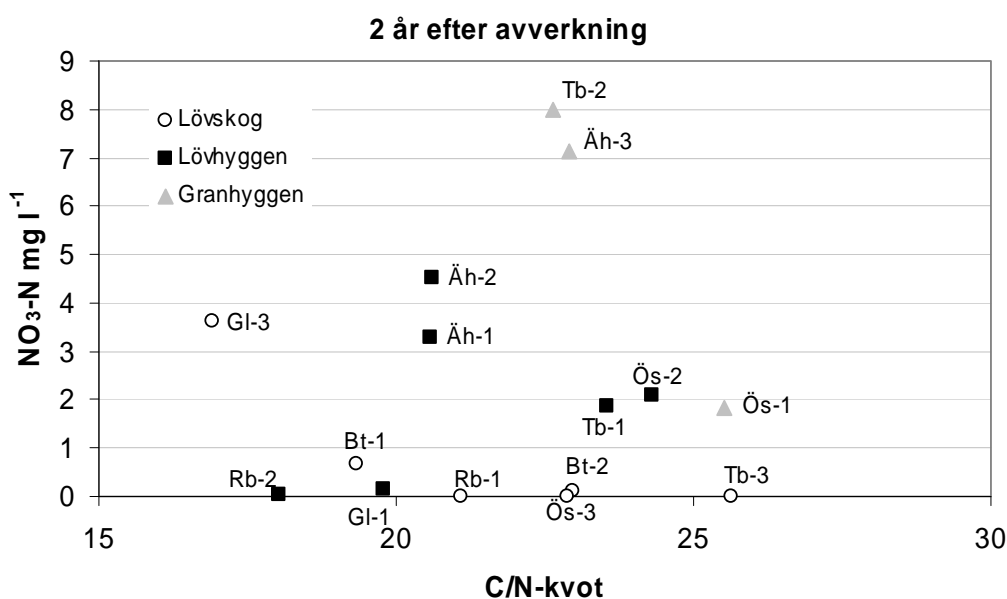
En jämförelse mellan nitrathalterna i markvattnet på 50 cm djup och C/N-kvoten i humuslagret respektive mineraljorden, cirka 0-1 år efter avverkning, visade att utlakningen från växande lövskog var låg, oavsett C/N-kvot (Figur 24). Endast ett fåtal av provytorna fick förhöjd utlakningen av nitrat som ett resultat av hyggeseffekten (gäller framför allt granhyggena vilka verkar reagera snabbare på hyggeseffekten än lövhyggen).

Två år efter avverkning var kväventlakningen från hyggen tydligt förhöjd men varierade oberoende av C/N-kvot (Figur 25). Tidigare studier (bland annat Gundersen, 1998) har visat att risken för höga nitrathalter ökar vid C/N-kvoter mindre än 25. Något sådant samband gick inte att urskilja i denna studie framför allt på grund av att hyggeseffekten överskuggar eventuella samband. Däremot visar Figur 25 att det verkar finnas ett tröskelvärde på 1 mg NO<sub>3</sub>-N per liter mellan växande skog och hyggen. Med undantag av två lokaler (Rb-1 och Gl-1) som aldrig har visat på förhöjda nitrathalter under hela försöksperioden, är hyggesutlakningen alltid större än 1 mg per liter jämfört med växande skog som alltid läcker mindre än 1 mg per liter.

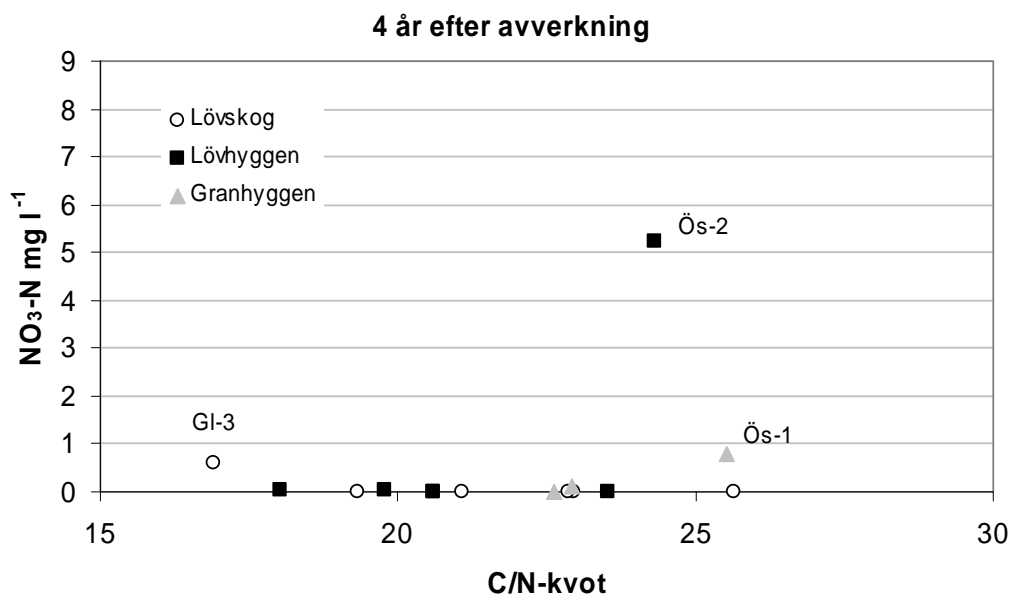
Fyra år efter avverkning var hyggesutlakningen mycket låg (<0.1 mg per liter) oavsett C/N-kvot utom på en lokal, Ös-2, där hyggeseffekten ännu inte har klingat av (Figur 26). Till skillnad från hyggen är utlakningen från den växande lövskogen nära noll oavsett C/N-kvot och tidsperiod.



Figur 24. Förhållandet mellan nitrathalten i markvattnet på 50 cm djup och C/N-kvoten i humuslagret. Observera att nitrathalterna avser prover tagna inom ett år efter föryngringsavverkning. Symbolerna avser medianvärdet (av fem replikat) vid ett provtagningsstillfälle i april, 2004. Observera att prov för GI-3 saknas för denna tidpunkt samt att GI-2 inte ingår på grund av kontaminering (sediment).



Figur 25. Förhållandet mellan nitrathalten i markvattnet på 50 cm djup och C/N-kvoten i humuslagret. Observera att nitrathalterna avser prover tagna cirka 2 år efter föryngringsavverkning, en period när de uppmätta halterna var som högst. Symbolerna avser medianvärdet (av fem replikat) vid ett provtagningsstillfälle i april, 2004. Observera att prov saknas för GI-2 på grund av kontaminering (sediment).

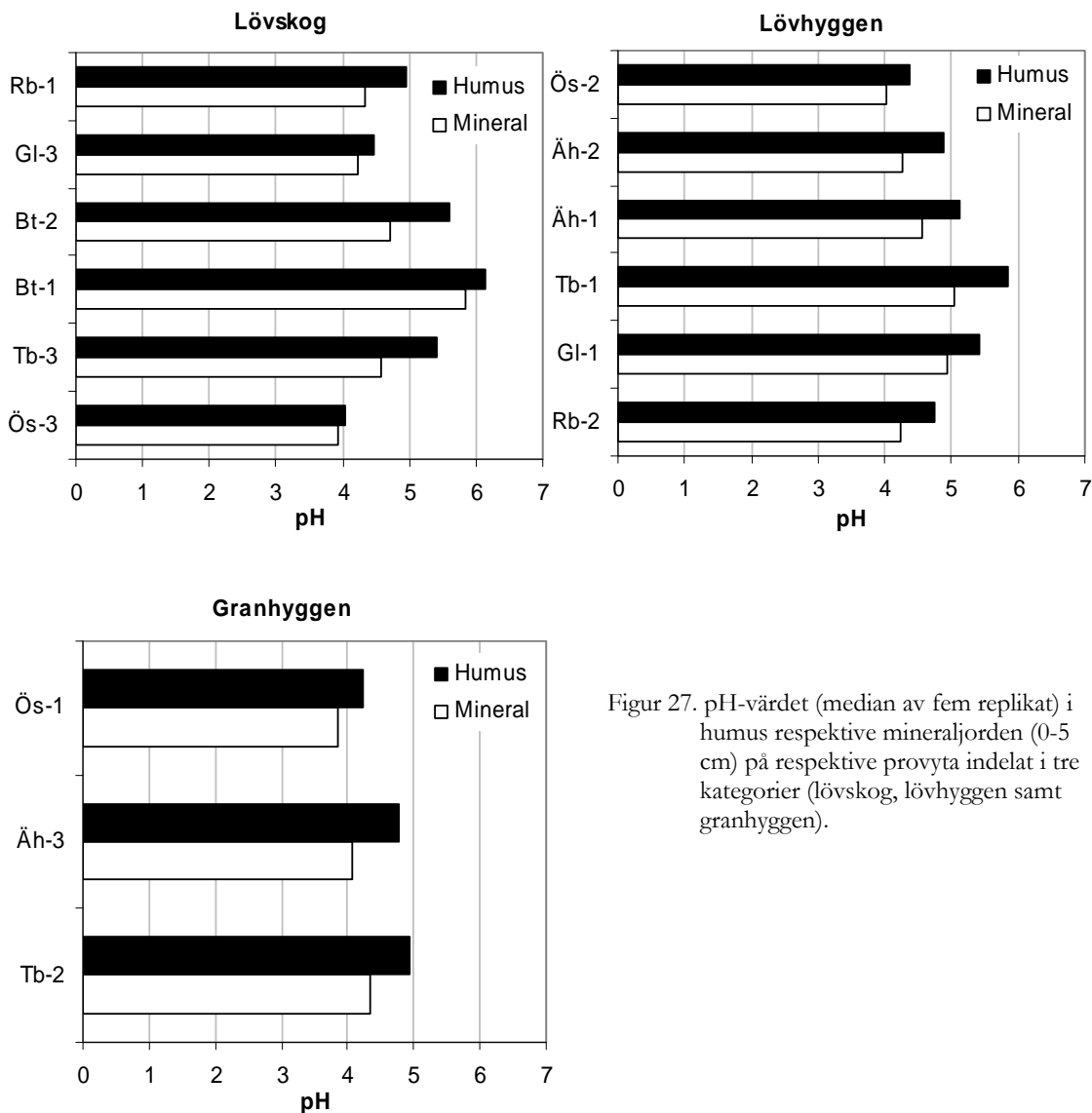


Figur 26. Förhållandet mellan nitrathalten i markvattnet på 50 cm djup och C/N-kvoten i humuslagret. Observera att nitrathalterna avser prover tagna cirka 4 år efter föryngringsavverkning, en period när hyggeseffekten hade klingat av. Symbolerna avser medianvärdet (av fem replikat) vid ett provtagnings-tillfälle i augusti, 2006. Observera att prov saknas för GI-2 på grund av kontaminering (sediment).

Resultaten från denna studie tyder på att C/N-kvoten inte har någon betydelse för nitrattutlakningen från hyggen, det vill säga hyggen med låga C/N-kvoter har inte en högre utlakning jämfört med hyggen med högre C/N-kvoter. En begränsning i studien är att de C/N-kvoter som har uppmätts får betraktas som förhållandevis låga varför eventuella skillnader inte är lika tydliga som vid jämförelser med hyggen med C/N-kvoter på mellan 30-40.

### 4.2.3 pH

pH-värdet i humuslagret var högre jämfört med mineraljorden på samtliga ytor (Figur 27). pH-värdet på granhyggena var genomgående lägre jämfört med lövhyggena och den växande skogen, med undantag av de försökslokaler som hade inslag av gran och bok (Ös-2, granbokhygge samt Ös-3, bokskog).



Figur 27. pH-värdet (median av fem replikat) i humus respektive mineraljorden (0-5 cm) på respektive provyta indelat i tre kategorier (lövskog, lövhyggen samt granhyggen).

### 4.3 Markvegetationstyp och fältskiktsarter

Samtliga provytor karakteriseras av en markvegetationstyp från medel till hög näringsstatus (Tabell 3), vilket stämmer väl överens med den flora som normalt påträffas på brunjordar. Endast en lokal, Ös-3, saknar fältskikt vilket tyder på ett välslutet bestånd (bokskog) vars trädkronor hindrar ljuset från att tränga ner i tillräcklig stor mängd för att bilda ett underliggande fältskikt. Av de provytor som bestod av växande lövskog (Bt-1, Bt-2, Gl-3, Rb-1, Tb-3 samt Ös-3) uppvisade samtliga ytor en mycket hög näringsstatus, särskilt Gl-3 där närvaron av högvuxna ormbunkar var utmärkande. Den höga näringsstatusen bekräftas också genom att Gl-3 var det enda bestånd i studien som hade förhöjda nitrathalter (1.1 mg per liter) i markvattnet (se Figur 4) vilket framför allt tros bero på en inblandning av al i beståndet. Al är känd för att ha en kvävefixerande förmåga vilket i sin tur höjer näringsstatusen i marken. Även Bt-1 skilde sig något från övriga ytor, genom att vara den enda ytan av markvegetationstypen "högört". Den höga näringsstatusen i Bt-1 berodde dock inte på höga nitrathalter i markvattnet, utan på mycket höga koncentrationer av kalcium (och därmed ett högt

pH-värde) vilket resulterar i en gynnsam markmiljö (se Figur 11). Provlokalen Bt-2, som endast ligger 200-300 meter från Bt-1, har inte en lika näringsrik flora på grund av betydligt lägre kalciumhalter. De höga saltkoncentrationerna som uppmättes i Äh-3 (se Figur 14 och Figur 15) verkar inte ha haft någon påverkan på floran (uttorkning via osmos) liksom närvaron av betande kossor i Botorp (näringseffekt av kospillning).

Vilken markvegetationstyp som har förekommit på hyggerna (löv och gran) innan slutavverkning går inte att avgöra eftersom det ökade ljusinsläppet och de förändrade markförhållandena (varmare och fuktigare) har haft en tydlig påverkan på floran och markkemin. Hyggeseffekten, i form av tillfälligt högre nitrathalter, har haft en märkbar inverkan på arterna i fältskiktet, framför allt i Älmhult och Ryssberget, där bland de högsta nitralthalterna uppmättes. Effekten var påtaglig i form av ett manshögt uppslag av hallon i Älmhult och en riklig förekomst av björnbär i Ryssberget. Förekomsten av hallon och björnbär på hyggen är väl känd sedan tidigare. I takt med att bestånden växer upp och sluter sig kommer även markvegetationstypen och fältskiktsarterna att förändras, särskilt som föryngring av gran har skett i många fall.

Hyggena i Trollebo skiljer sig något från varandra trots att de ligger kant i kant med varandra och är avverkade vid samma tidpunkt. Undervegetationen är mycket högre och tätare i Tb-1 jämfört med Tb-2 (se Tabell 3) vilket förmodligen kan förklaras av skillnader i stamantal. Avståndet mellan stubbarna var mycket högre i Tb-1 och några ekar hade lämnats kvar jämfört med Tb-2 där återplantering av gran har skett vilket ytterligare förstärker skillnaderna. Kväveutlakningen, är som ett resultat av ett lägre stamantal, lägre på Tb-1 jämfört med Tb-2 (som därmed har ett stort uppslag av hallon och kruståtel, något som helt och hållet saknas i Tb-1). Det finns en svag tendens till en mindre näringsrik flora på granhyggena (Tb-2, Äh-3 samt Ös-1) genom närvaron av smalbladiga grästyper (kruståtel). Detta var tydligast i Ös-1, den enda lokalen med en utpräglad podsolprofil.



Tabell 3. Markvegetationstyp inom befintligt fältskikt på respektive provyta. Observera att provyta RB-2 består av två separata vegetationstyper varför en uppdelning i a resp. b var nödvändig.

Försöks- område	Markvegetationstyp	Exempel på arter som identifierades	Närings- status
<b>Grimslöv</b>			
Gl-1	Smalbladig grästyp	Krustätel, Veketåg, Liljekonvalj	Medel
Gl-2	Smalbladig grästyp	Krustätel, Mjölkört	Medel
Gl-3	Lågörttyp	Ekorrhår, Harsyra, Högvuxna ormbunkar (Träjon), Teveronika	Hög
<b>Älmhult</b>			
Äh-1	Smalbladig grästyp	Krustätel, Mjölkört, Skogsstjärna, Hallon	Medel
Äh-2	Smalbladig grästyp	Krustätel, Mjölkört, Skogsstjärna, Hallon	Medel
Äh-3	Smalbladig grästyp	Krustätel, Mjölkört, Skogsstjärna, Hallon	Medel
<b>Ryssberget</b>			
Rb-1	Bredbladig grästyp	Örnbräken, Smultron	Hög/Medel
Rb-2a	Lågörttyp	Blodrot, Veronika, Björnbär	Hög
Rb-2b	Bredbladig grästyp	Örnbräken	Hög/Medel
<b>Östad</b>			
Ös-1	Smalbladig grästyp	Krustätel	Medel
Ös-2	Smalbladig grästyp	Krustätel	Medel
Ös-3	Mark utan fältskikt/smalbladig grästyp	Krustätel	Hög/Medel
<b>Botorp</b>			
Bt-1	Högörttyp	Älgört, Kirskaål, Strätta, Humleblomster, Tuvtätel, Kärrtistel, Smultron, Blodrot, Vårärt, Daggkäpa, Teveronika	Hög
Bt-2	Bredbladig grästyp	Teveronika, Harsyra, Smultron, Vårfryle, Midsommarblomster, Skogsviol	Hög/Medel
<b>Trollebo</b>			
Tb-1	Lågörttyp	Teveronika, Blodrot, Skogsviol, Vårfryle, Hassel, Johannesört, Brakved, Smultron, Vårärt, Liljekonvalj	Hög
Tb-2	Smalbladig grästyp	Hallon, Krustätel, Teveronika, Vårfryle, Fläder	Medel
Tb-3	Lågörttyp	Smultron, Skogsviol, Vårlök, Blåbär, Liljekonvalj, Teveronika, Vårfryle, Hassel, delvis mark utan fältskikt (ca 30 % av arealen)	Hög

En jämförelse mellan markens näringsstatus, C/N-kvot i humuslagret och nitratkvävehalt i markvattnet vid olika tidpunkter visar att artförekomsten på hyggerna är betydelsefull för kväventlakningen (Tabell 4). De ytor som karaktäriserades av en ”hög” näringsstatus (Rb-2 och Tb-1), bedömd utifrån arterna i fältskiktet, hade som regel en låg medelutlakning av nitratkväve med maxhalter som endast uppgick till ett par milligram (Tb-1). Detta kan jämföras med hyggerna (både löv och gran) som hade en ”medel” näringsstatus. På dessa ytor var medelhalterna betydligt högre liksom maxhalterna, med undantag av Gl-2. C/N-kvoten verkade spela en mindre betydelse för kväventlakningen. Resultaten visar tydligt att markens fältskikt har en avgörande betydelse för storleken på kväventlakningen.

Tabell 4. Sambandet mellan markens näringsstatus (bedömd utifrån arterna i fältskiktet), C/N-kvot (median) i humuslagret och nitratkvävehalten i markvattnet. Observera att markkemiprovtagningen utgick i GL-2 på grund av sedimentpåverkan i samband med dammbygge.

	Provyta	Näringsstatus	C/N-kvot i humuslagret	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N mg per l <sup>-1</sup>		
				2006-08	Medel	Max
Lövhyggen	RB-2a	Hög	18.2	0.025	0.04	0.16
	RB-2b	Hög/Medel	18.2	0.025	0.04	0.16
	TB-1	Hög	23.5	0.001	0.27	1.87
	GL-1	Medel	19.8	0.02	0.11	0.41
	GL-2	Medel	-	0.10	4.35	15.06
	ÄH-1	Medel	20.6	0.01	2.5	7.07
	ÄH-2	Medel	20.6	0.01	1.62	4.52
	ÖS-2	Medel	24.3	5.24	4.86	10.01
Granhyggen	TB-2	Medel	22.6	0.02	3.7	7.98
	ÄH-3	Medel	22.9	0.11	7.5	19.44
	ÖS-1	Medel	25.5	0.80	2.9	5.45
Lövskog	GL-3	Hög	16.9	0.60	1.95	3.64
	RB-1	Hög/Medel	21.1	0.001	0.07	0.28
	ÖS-3	Hög/Medel	22.9	0.001	0.003	0.02
	BT-1	Hög	19.3	0.001	0.10	0.69
	BT-2	Hög/Medel	23.0	0.001	0.02	0.11
	TB-3	Hög	25.6	0.001	0.05	0.36

## 5 Diskussion

Ett av de främsta skälen till att studera kväeutlakning från hyggen är att bedöma risken för försurnings- och övergödningseffekter längre ner i vattendragen, sjösystemen och i slutändan havet. I en studie av Akselsson m.fl. (2004) utnyttjades empiriska samband mellan kväeutlakning från hyggen längs med en depositionsgradient i södra Sverige för att på kommunbasis få ett mått på det totala bidraget från hyggen till ytvatten. Resultaten från studien visade att hyggesutlakningen var störst i områden med högst kvävedeposition vilket beror på att kvävemineralsen ökar vid ökad kvävetillgång (Andersson m.fl., 2002). I sydvästra Sverige, med förhållandevis hög kvävedeposition, kan kväeutlakningen från hyggesfasen vara upp till 40 % av den totala utlakningen under en omloppstid (Akselsson m.fl., 2004).

Trots detta är bidraget från skogsmark till övergödning av haven fortfarande litet jämfört med övriga källor, även om hyggesutlakningen räknas in. Eftersom Sveriges landyta till stora delar är täckt med skog kan dock en liten förhöjning totalt sett utgöra ett väsentligt bidrag. I denna studie har utlakningen från lövhyggen studerats och jämförts med utlakningen från granhyggen och lövskog. Ett av de bakomliggande skälen är att det på senare tid har ställts krav på en ökad lövandel inom

skogsbruket. Teoretiskt skulle detta kunna innebära en ökad ytvattenbelastning (och därmed risk för övergödning) på grund av en högre nitrifikationspotential på lövhyggen. Studien syftade till att besvara två viktiga frågeställningar; 1) skiljer sig kväveutlakningen åt mellan gran- och lövhyggen och 2) är kväveutlakningen från hyggen högre från marker med låga C/N-kvoter? Arbetshypotesen är att kväveutlakningen från lövhyggen är högre jämfört med barrhyggen på grund av ett högre pH-värde och en större nitrifikationspotential. Vidare förmodas utlakningen från hyggen och växande skog vara högre vid låga C/N-kvoter jämfört med högre C/N-kvoter.

Resultaten visade att utlakningsförloppet från lövhyggen, sett över tiden, var likartad med den från granhyggen. Redan inom ett år efter slutavverkning var kvävehalten tydligt förhöjd, både på löv- och granhyggena jämfört med lövskogen. De högsta medianhalterna (2,1 mg per liter på lövhyggen och 7,1 mg per liter på granhyggen) noterades efter två år varefter de successivt minskade till de halter som troligtvis förekom innan avverkning vid försöksperiodens slut (4 år efter avverkning). Som högst uppmättes en halt på 15,1 och 19,3 mg per liter i G1-2 (lövhygge) respektive Äh-3 (granhygge). Under hela denna period har kväveutlakningen från lövskog varit mycket låg (<0,002 mg per liter) med undantag av en yta (G1-3, 3,6 mg per liter som högst) vilket troligtvis beror på förekomsten av al i beståndet. Det finns tendenser till en säsongsvariation med högre halter under vinterhalvåret och lägre halter under vegetationsperioden varför fortsatt förhöjda halter under vintern 2006 inte kan uteslutas.

Detta utlakningsförlopp stämmer väl överens med andra studier. Exempelvis visade Örlander m.fl. (1997) att kväveutlakningen från hyggen delvis är en effekt av hyggesåldern, men även av fältvegetationens etablering och tillväxt under hyggesfasen. Kväveutlakningen från hyggen startade normalt ett år efter föryngringsavverkning och var som störst efter två till tre år. I takt med att ny vegetation etablerade sig minskade utlakningen (Örlander m.fl., 1996; Nilsson & Örlander, 1999). Efter fem år var utlakningen från hyggen i nivå med den från sluten skog samtidigt som kväveinnehållet i fältvegetationen var som störst.

I snitt (medelvärde över försöksperioden) var kväveutlakningen från lövhyggena 1,9 mg per liter jämfört med 4,7 mg per liter från granhyggena. Detta var ett något oväntat resultat eftersom arbetshypotesen var att utlakningen skulle vara högre från lövhyggen jämfört med barrhyggen (på grund av en markmiljö som stimulerar nitrifikationsprocessen). En förklaring kan vara skillnader i markvegetationens förekomst och utbredning före och efter avverkning (jmf Tabell 4). På lövhyggena uppträdde arter som trivs på näringsrikare marker (ex. högröttyper) medan fältskiktet på granhyggena indikerade ett lägre näringsutbud, en skillnad som säkerligen förekom redan innan avverkning. Närvaron av dessa växter, redan under själva avverkningen, har troligtvis inneburit en lägre utlakning (genom upptag) trots en högre nitrifikationspotential i marken. Det kan dock inte bortses från att skillnader i kväveförråd i marken till följd av tidigare kvävedeposition kan ha bidragit till resultaten. Generellt sett är torrdepositionen över lövskog lägre jämfört med granskog på grund av en mindre kronvolym. Detta skulle innebära att markens kväveförråd är lägre i lövskog jämfört med granskog. En stimulerad nedbrytning i samband med föryngringsavverkning kan innebära en högre utlakning i bestånd som har haft en hög kvävedeposition. Betydelsen av detta är emellertid svår att kvantifiera och i denna studie är bedömningen att markvegetationen är mer betydelsefull för resultaten.

Hyggeseffekten har också haft en påverkan på koncentrationen av kalium samt ämnen som i stor utsträckning tillförs via torrdeposition (sulfat och klorid). Exempelvis var kaliumhalten förhöjd både på gran- och lövhyggena jämfört med lövskogen eftersom kalium är en lättlöslig jon som följer med nitrat ut i vattendragen. Vidare ledde föryngringsavverkning till en minskning av torrdepositionen av sulfat och klorid vilket avspeglar sig i markvattenkoncentrationerna. Liknande resultat har beskrivits i en studie av Westling m.fl. (2004) där utlakningen från rotzonen jämfördes efter hygges-

upptagning i granbestånd i södra Sverige. Westling m.fl. (2004) konstaterade att effekterna efter föryngringsavverkning kan delas in i 3 olika kategorier; 1) ämnen som minskar på grund av minskad torrdeposition (sulfat, havssalter), 2) ämnen som påverkas av förändringar i mineralisering och upptag (nitrat och kalium) och 3) ämnen som påverkas av förändringar i markens syra-bas status (ex. pH). Resultaten från denna rapport bekräftar i stor utsträckning resultaten från Westling m. fl. (2004). Däremot har ingen förändring i markens syra-bas status noterats, vilket delvis kan bero på ett begränsat antal mätillfällen.

Kväveutlakningen jämfördes även med deras geografiska läge eftersom Akselsson m. fl. (2004) har visat att hyggesutlakningen är högre i områden med hög kvävedeposition (och hög avrinning) än i områden som har en lägre deposition (och lägre avrinning). Studien, som utfördes i södra Sverige längs en kvävedepositionsgradient, visade att hyggen i de västra delarna läckte mellan 20 till 35 kg N per ha och år jämfört med hyggen i de östra delarna där utlakningen var mindre än 5 kg per ha och år (Akselsson m. fl., 2004). De försöksytor som ingår i denna studie är placerade längs en nord-sydlig gradient (se figur 2) i södra Sverige med en kvävedeposition på mellan 8 till 10 kg per ha och år i den norra delen och 10-12 kg N per ha i den sydligast delen. Resultaten visade att det fanns en svag tendens ( $R^2=0,21$ ) till en ökad utlakning från lövhyggen söderut medan utlakningen från granhyggen var hög oberoende geografiskt läge. Det motsatta gällde för utlakningen från lövskog, det vill säga utlakningen var låg oavsett läge.

En faktor som har stor betydelse för kväveutlakningen är markens C/N-kvot vilket beskriver förhållandet mellan kol och kväve, oftast i markens översta skikt (O-horisonten). Det har visat sig i internationella försök, som bygger på empiriska studier i Europeiska barrskogar, att risken för kväveutlakning är hög vid C/N-kvoter mindre än 25 (Gundersen m.fl., 1998; Yoh, 2001; Tietema, 1998), men att det inte finns ett linjärt samband mellan utlakning och C/N-kvot. Exempelvis förekommer ingen förhöjd kväveutlakning vid C/N-kvoter över 30. En nödvändig faktor för att kväveutlakning ska äga rum i växande skog, trots låga C/N-kvoter, är en hög tillförsel av kväve via deposition eller gödsling. Dise m.fl. (1998) fann att vid en kvävedeposition på mindre än 10 kg N per ha och år var nitratutlakningen låg oavsett markens C/N-kvot. För att kunna bedöma risken för kväveutlakning föreslår Dise m.fl. (1998) en kombination av kvävedeposition (i krondropp) och C/N-kvot.

I denna studie relaterades C/N-kvoten i humuslagret och mineraljorden (översta 5 cm) med nitratkvävehalten i markvattnet från både hyggen (gran och löv) och växande skog. Generellt var C/N-kvoten låg (ofta mindre än 25) oavsett försöksyta, och minskade i mineraljorden. Trots de låga C/N-kvoterna varierade nitratkväveutlakningen kraftigt mellan ytorna. Resultaten tyder på att C/N-kvoten inte har någon betydelse för nitratutlakningen från hyggen, det vill säga hyggen med låga C/N-kvoter har inte en högre utlakning jämfört med hyggen med högre C/N-kvoter. Det är möjligt att hyggeseffekten överskuggar alla eventuella samband. Däremot verkar det finnas ett tröskelvärde på 1 mg  $\text{NO}_3\text{-N}$  per liter mellan växande skog och hyggen. Med undantag av två lokaler (Rb-1 och Gl-1) som aldrig har visat på förhöjda nitralthalter under hela försöksperioden, var hyggesutlakningen alltid större än 1 mg per liter jämfört med lövskogen som läckte mindre än 1 mg per liter.

## 6 Slutsats

Resultaten från denna studie tyder på att hyggeseffekten dominerar de första åren efter föryngringsavverkning vilket överskuggar alla eventuella samband mellan kväveutlakning och C/N-kvot. Hyggeseffektens (löv och gran) påverkan på markvattnet (under rotzonen) sammanfattas nedan. Slutsatserna styrks av resultaten från Trollebo och Älmhult, studiens enda två parallellförsök.

- Föryngringsavverkning hade en tydlig och signifikant påverkan på nitratkvävehalten.
- Nitrathalten ökade ett år efter avverkning och nådde de högsta halterna efter cirka 2 år. Efter fyra år hade hyggeseffekten klingat av.
- Det finns tendenser till en säsongsvariation, med högre halter under vinterhalvåret och lägre halter under sommarhalvåret.
- Kväveutlakningen var högre från granhyggen (4,7 mg per liter) jämfört med lövhyggen (1,9 mg per liter), räknat som ett medelvärde under hela försöksperioden. Motsvarande medianvärden är 4,7 och 0,22 mg per liter. Skillnaden mellan gran- och lövhyggen var statistiskt signifikant.
- Resultaten indikerar också att markvegetationen har en stor betydelse för kväveutlakningen. Hyggen som karaktäriserades av en ”hög” näringsstatus, bedömd utifrån arterna i fältskiktet, hade som regel en låg medelutlakning av nitratkväve jämfört med hyggena (både löv och gran) som hade en ”medel” näringsstatus.
- Det geografiska läget hade ingen tydlig påverkan på kväveutlakningen även om det fanns tendenser till en ökad utlakning från lövhyggen som var belägna i de sydligaste delarna.
- En förhöjning av nitrathalten ledde även till näringsförluster i form av kalium.
- Halten sulfat och klorid minskade som ett resultat av lägre torrdeposition.
- C/N-kvoten hade ingen betydelse för kväveutlakningen i denna studie.

Resultaten från denna studie tyder på att kväveutlakningen från lövhyggen är lägre jämfört med granhyggen vilket var omvänt arbetshypotesen. Det finns dock ett starkt behov av att fortsätta studera kväveutlakningen från lövhyggen med en större variation i C/N-kvot, hyggesvegetation och deposition för att säkerställa resultaten från denna studie.

## **7 Tack**

Jag skulle vilja rikta ett stort tack till Lars Strand (Skogsstyrelsen, Distrikt Kronoberg Västra) och Stefan Johansson (Skogsstyrelsen, Högländets distrikt), för hjälp med markvegetationsundersökningen. Ett stort tack även till Per Petersson, Sveaskog, som under sin tid på Asa försökspark hjälpte till med att identifiera lämpliga provytor, Anders Jonshagen (Biokonsult) som hjälpte till med markprovtagningen och Inger Juremalm (Institutionen för markvetenskap, SLU Uppsala) för analys av markproverna. Slutligen vill jag uppmärksamma de markägare som har upplåtit sin mark till denna studie.

## 8 Referenser

- Aber, J. D., Nadelhoffer, K. J., Steudler, P. och Melillo, J. 1989. Nitrogen saturation in northern forest ecosystem. *Bioscience*, 39: 379-386.
- Adamson, J.K. & 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. & Huttunen, P., 1999. Long-term effects of forestry managements on water quality and loading in brooks. *Boreal Environment Research*, 4: 101-114.
- Akselsson, C., Westling, O. & Örländer, G., 2004. Regional mapping of nitrogen leaching from clearcuts in southern Sweden. *Forest Ecology and Management*, 202: 235-243.
- Andersson, P., Berggren, D. & 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.
- Berdén, M., Nilsson, S. I., Rosén, K. & Tyler, G., 1987. Soil acidification: extent, causes and consequences. National Swedish Environmental Protection Board, Report 3292. 164 sid.
- Brady, N. C., 1990. The nature and properties of soils. Macmillan Publishing Company. New York. 621 sid.
- Bråkenhielm, S., 1977. Vegetation dynamics of afforested farmland in a district of south-eastern Sweden. *Acta Phytogeographica Suecia*, 63. 106 sid.
- Dise, N.B., Matzner, E. & Gundersen, P. 1998. Synthesis of nitrogen pools and fluxes from European forest ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution*, 105: 143-154.
- Gundersen, P., Callesen, I. & de Vries, W., 1998. Nitrate leaching in forest ecosystem is related to forest floor C/N-ratios. *Environmental Pollution*, 102: 403-407.
- Hermann M., Sharpe, W.E., DeWalle, D.R. & 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 2<sup>nd</sup> International Nitrogen Conference on Science and Policy*. The Scientific World, 1: 440-448.
- Hägglund, B. & Lundmark, J-E., 1999. Handledning i Bonitering med Skogshögskolans boniteringssystem. Del 3, Markvegetationstyper – Skogsmarksflora. Skogsstyrelsen, Jönköping. 128 sid.
- Liljelund, L-E., Nilsson, I. & Andersson, I., 1986. Trädslagsvalets betydelse för mark och vatten. Naturvårdsverket, Rapport 3182, 47 sid.
- Mikola, P., 1985. The effect of tree species on the biological properties of forest soil. Naturvårdsverket, Rapport 3017. 27 sid.
- Miles, J. E. & Young, W. F., 1980. The effect on heathland and moorland soils in Scotland and Northern England following colonisation by birch (*Betula* spp.). *Bulletin d'Ecologie*, 11: 233-242.
- Nettelbladt, A., Westling, O., Akselsson, C., Svensson, A. & Hellsten, S., 2006. Luftföroreningar i skogliga provtytor – Resultat till och med september 2005. IVL Rapport B1683. 50 sid.
- Nilsson, U. & Örländer, G. 1999. Vegetation management on grass dominated clearcuts planted with Norway spruce in southern Sweden. *Canadian Journal of Forest Research*, 29: 1015:1026.

- Nilsson, T., Johansson, M.-B. & Nilsson, Å. 2007. Trädslagsvalets betydelse för markens syrabasstatus -resultat från Ståndortskarteringen. Rapport 2-2007. Skogsstyrelsen, Jönköping. 78 sid.
- Priha, O. & Smolander, A., 1997. Microbial biomass and activity in soil and litter under *Pinus sylvestris*, *Picea abies* and *Betula pendula* at originally similar field afforestation sites. *Biology and soil Fertility of Soils*, 24: 45-51.
- Priha, O., Lehto, T. & Smolander, A., 1998. Mycorrhiza and C and N transformations in the rhizospheres of *Pinus sylvestris*, *Picea abies* and *Betula pendula* seedlings. *Plant and Soil*, 206: 191-204.
- Rosén, K., Aronson, J.-A. & Eriksson, H.M. 1996. Effects of clear-cutting on streamwater quality in forest catchments in central Sweden. *Forest Ecology and Management*, 83: 237-244.
- Saetre, P., 1998. Decomposition, microbial community structure and earthworm effects along a birch-spruce soil gradient. *Ecology*, 79: 834-846.
- Skogsstyrelsen, 2006. Skogsstatistisk årsbok 2006. Skogsstyrelsens förlag. Jönköping. 345 sid.
- SNA, 1996. Skogen. Sveriges Nationalatlas Förlag. Bokförlaget Bra Böcker, Höganäs. 144 sid.
- Tietema, A. 1998. Microbial carbon and nitrogen dynamics in coniferous forest floor material collected along a European nitrogen depositions gradient. *Forest Ecology and Management*, 101: 29-36.
- Westling, O., Örlander, G. & Andersson, I. 2004. Effekter på askåterföring till granplantor med riståkt. IVL Rapport B1552. 48 sid.
- Wiklander, G., Nordlander, G. & Andersson, R., 1991. Leaching of nitrogen from a forest catchment at Söderåsen in southern Sweden. *Water, Air, and Soil Pollution*, 55: 263-282.
- Yoh, M. 2001. Soil C/N ratio as affected by climate: an ecological factor for forest NO<sub>3</sub>-leaching. *Water, Air, and Soil Pollution*, 130: 661-666.
- Zetterberg, T., Akselsson, C., & Westling, O., 2005. Markvattenkemiska effekter vid spridning av kalk på skogsmark. Slutrapport från ett 12-årigt dosförsök. IVL Rapport B1652. 42 sid.
- Örlander, G., Langvall, O., Petersson, P. & Westling, O., 1997. Arealförluster av näringsämnen efter riståkt och markberedning på sydsvenska hyggen. SLU, Institutionen för sydsvensk skogsvetenskap, arbetsrapport 15: 1-15.

## Bilaga 1 Analyismetoder

### Analysmetoder, Markvatten

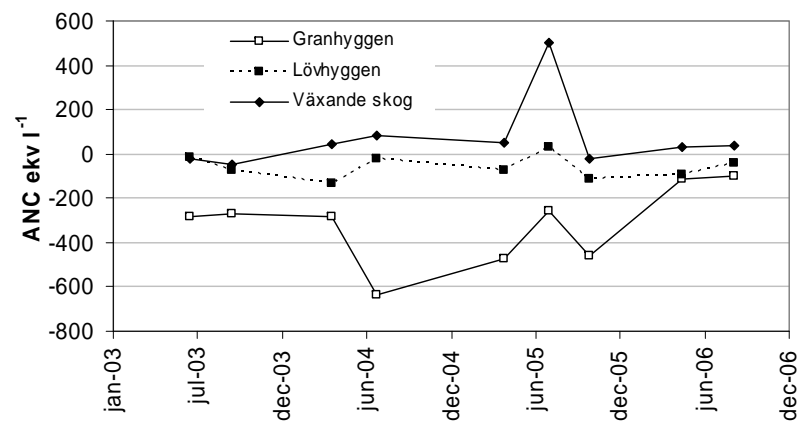
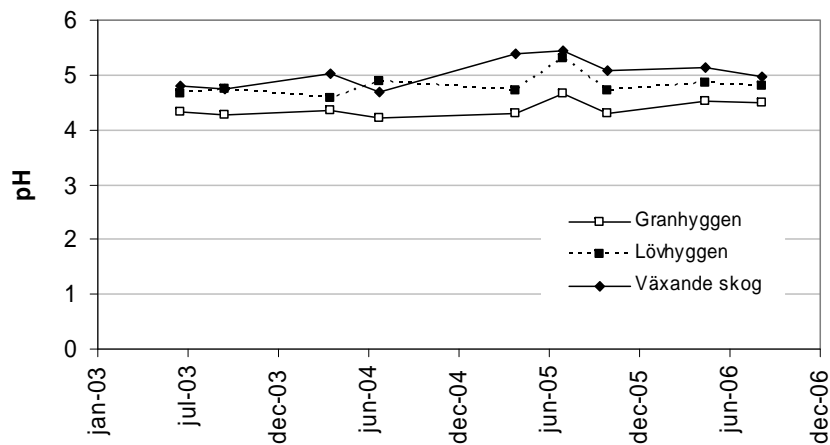
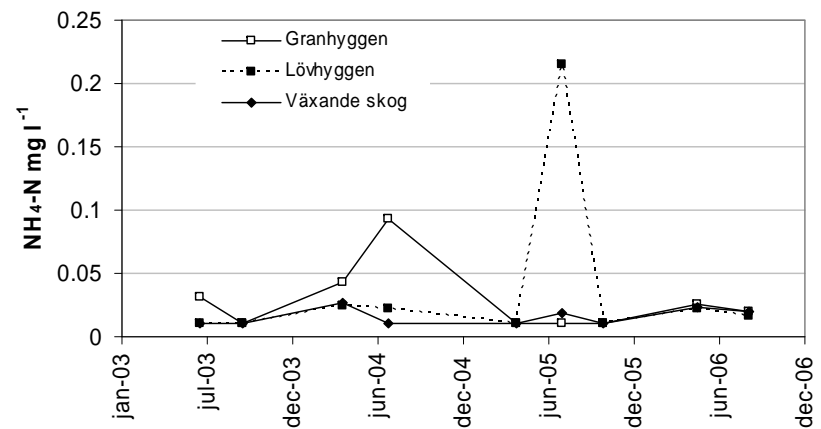
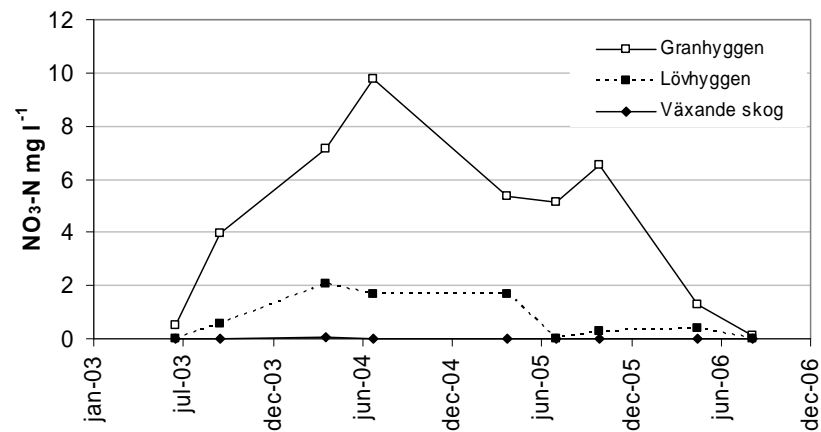
<b>Parameter</b>	<b>Analysmetod</b>
pH	SS 02 81 22
Alkalinitet	SS 02 81 39
Konduktivitet	SS EN 27 888
NO <sub>3</sub> -N	SS EN-ISO 10 304-1
TOC	SS-EN 1484, utg 1
NH <sub>4</sub> -N	SS-EN ISO 14911
Ca <sup>2+</sup>	SS-EN ISO 14911
Mg <sup>2+</sup>	SS-EN ISO 14911
Na <sup>+</sup>	SS-EN ISO 14911
K <sup>+</sup>	SS-EN ISO 14911
Mn <sup>2+</sup>	SS-EN ISO 14911
Fe <sup>n+</sup>	SS-EN ISO 11885, utg 1
Al-tot	SS-EN ISO 11885, utg 1
SO <sub>4</sub> -S	SS EN-ISO 10 304-1
Cl <sup>-</sup>	SS EN-ISO 10 304-1

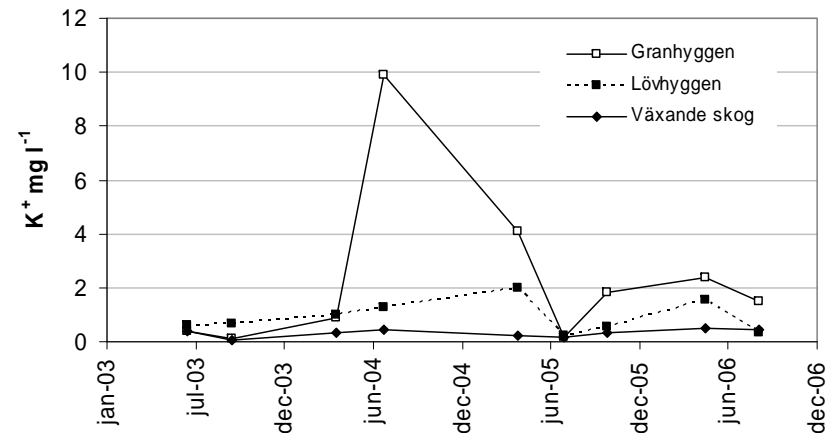
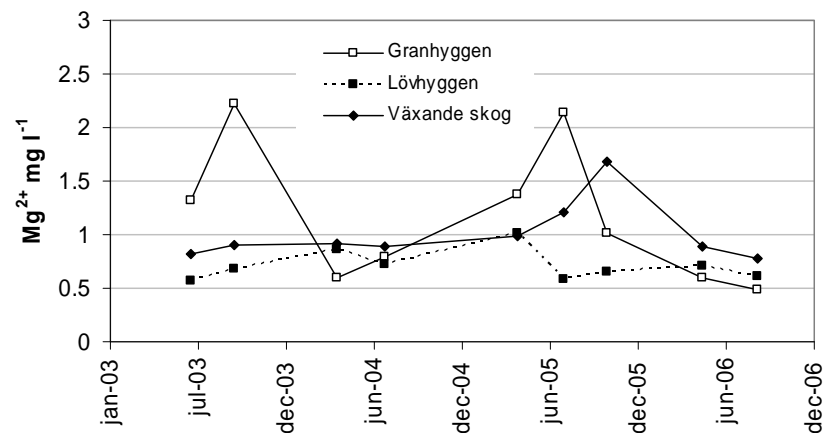
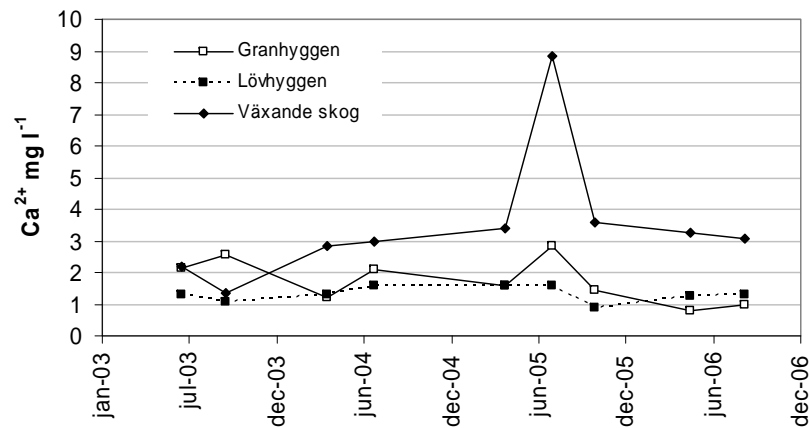
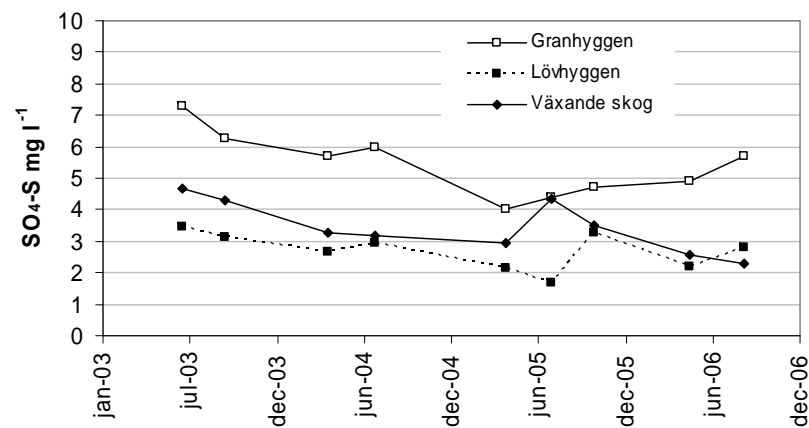
### Analysmetoder, Markkemi

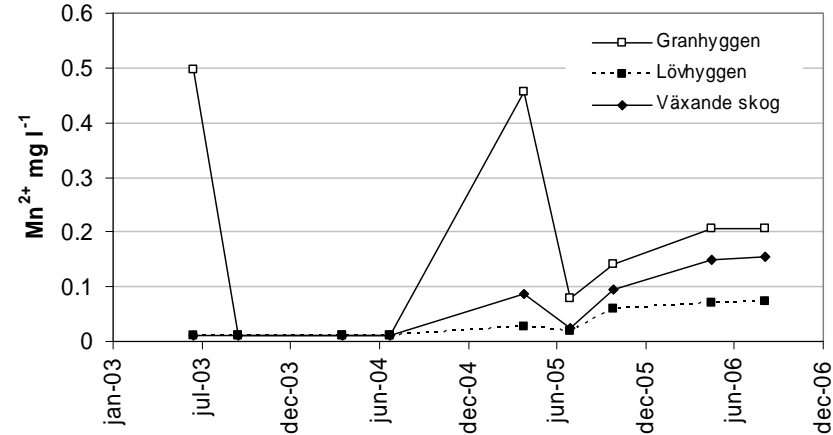
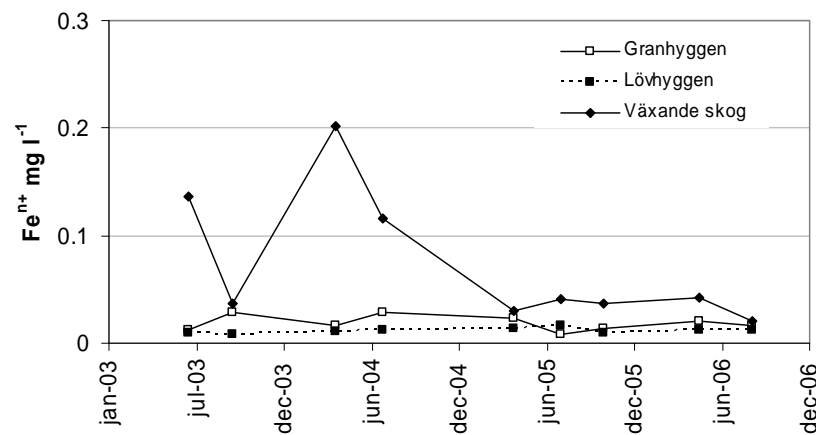
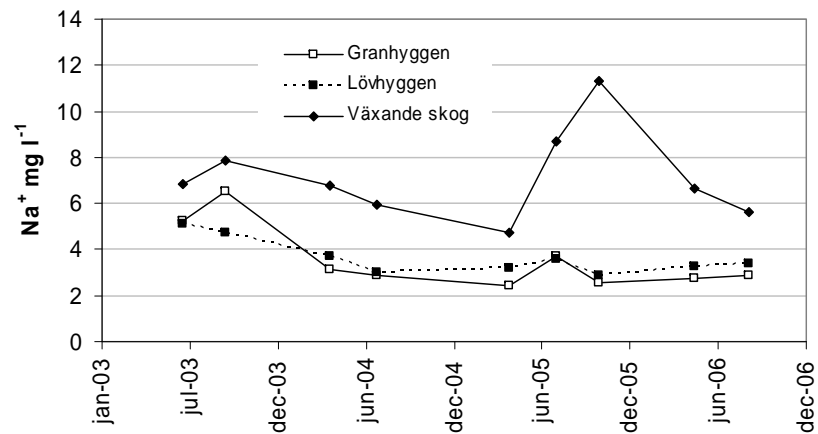
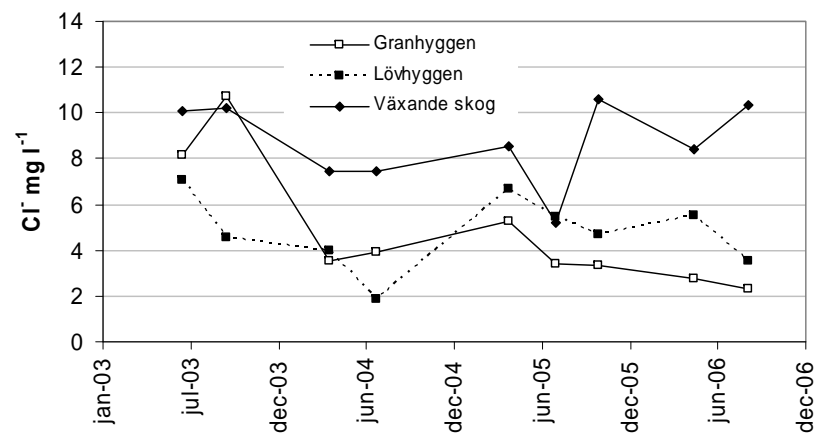
<b>Parameter</b>	<b>Analysmetod</b>
pH (H <sub>2</sub> O)	SS-ISO 10390
Torrsubstans	En bestämd mängd prov vägs in i deglar som får stå över natten i 105° och sedan svalna i exikator
Tot-C	LECO CN 2000
Tot-N	LECO CN 2000

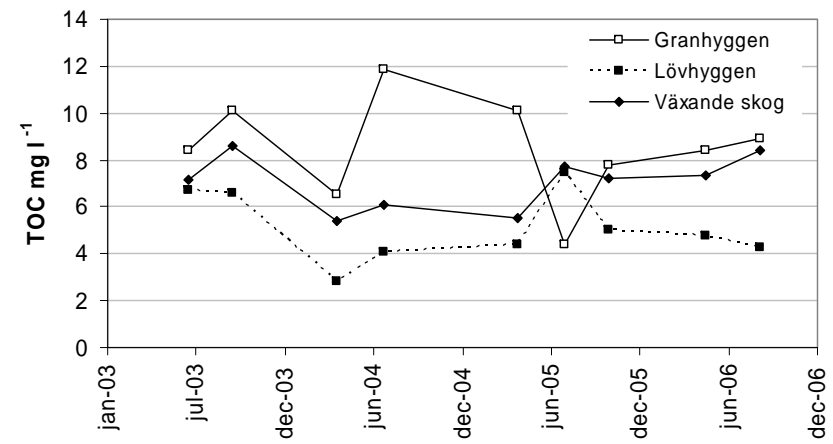
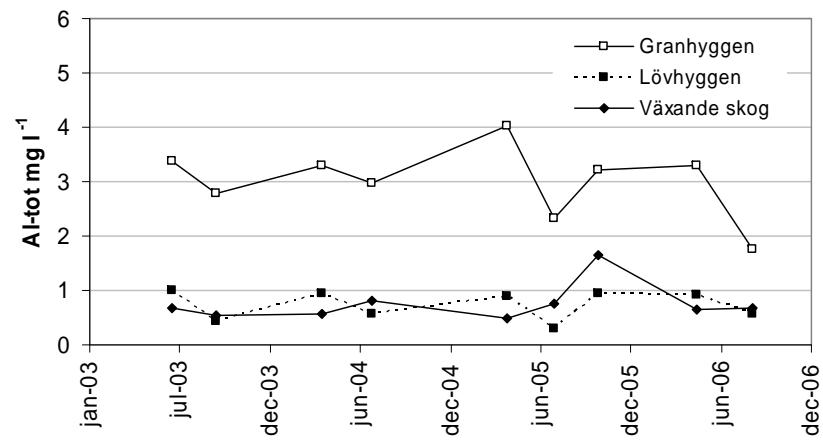


## Bilaga 2 Tidsserier markvatten









## Bilaga 3 Markkemi ursprungsdata

Kategori	Provyta	Horisont	pH (H <sub>2</sub> O)	Tot-N (%)	Tot-C (%)	C/N	C/N (median)	
Lövskog	Ös-3	Humus	4.3	2.1	45.2	21.7		
		Humus	4.0	2.0	44.2	22.5		
		Humus	4.5	1.8	40.3	22.9		
		Humus	4.0	2.1	48.2	22.9		
		Humus	4.0	1.5	35.4	24.3	<b>22.9</b>	
			Mineraljord	3.9	0.2	4.5	23.1	
			Mineraljord	3.9	0.4	7.7	21.3	
			Mineraljord	3.9	0.3	8.7	25.1	
			Mineraljord	3.9	0.2	5.8	24.8	
			Mineraljord	4.0	0.4	7.9	22.4	<b>23.1</b>
		Tb-3	Humus	5.4	1.4	36.1	26.0	
			Humus	6.0	0.8	21.2	27.2	
			Humus	5.5	0.8	20.2	25.6	
			Humus	4.7	1.0	23.9	23.5	
			Humus	5.0	0.9	19.5	21.6	<b>25.6</b>
		Mineraljord	4.6	0.4	6.4	16.3		
		Mineraljord	5.5	0.3	5.5	21.8		
		Mineraljord	4.6	0.4	8.5	20.1		
		Mineraljord	4.4	0.4	7.8	17.4		
		Mineraljord	4.7	0.5	8.8	16.9	<b>17.4</b>	
	Bt-1	Humus	6.2	0.7	11.9	16.9		
		Humus	6.4	0.8	14.9	18.7		
		Humus	6.1	1.0	22.5	21.7		
		Humus	6.1	0.8	15.3	19.3		
		Humus	6.2	1.1	21.3	19.3	<b>19.3</b>	
		Mineraljord	5.9	0.5	6.5	13.0		
		Mineraljord	6.0	0.5	6.4	14.0		
		Mineraljord	6.0	0.6	8.7	14.0		
		Mineraljord	5.7	0.5	6.6	13.7		
		Mineraljord	5.8	0.6	7.6	13.4	<b>13.7</b>	
	Bt-2	Humus	5.8	0.8	21.1	25.0		
		Humus	5.6	0.9	20.1	23.0		
		Humus	5.5	0.9	20.9	23.7		
		Humus	5.6	1.2	25.7	20.8		
		Humus	5.6	0.8	15.9	20.1	<b>23.0</b>	
		Mineraljord	4.7	0.4	6.5	17.8		
		Mineraljord	4.6	0.4	6.8	17.1		
		Mineraljord	4.9	0.4	6.1	16.3		
		Mineraljord	4.7	0.6	9.6	16.8		
		Mineraljord	4.9	0.4	6.7	15.2	<b>16.8</b>	
	Gl-3	Humus	4.5	2.6	45.0	17.3		
		Humus	4.5	2.0	32.7	16.2		
		Humus	4.3	1.8	30.4	16.7		
		Humus	4.4	1.9	32.3	16.9		
		Humus	4.5	1.6	31.0	19.6	<b>16.9</b>	
		Mineraljord	4.5	0.1	1.8	16.2		
		Mineraljord	4.6	0.3	4.8	15.4		
		Mineraljord	4.2	0.6	8.8	14.4		
		Mineraljord	3.8	1.3	21.6	16.1		

		Mineraljord	4.0	0.6	9.8	16.9	<b>16.1</b>
	Rb-1	Humus	5.2	0.7	12.7	18.9	
		Humus	4.6	0.9	18.0	20.9	
		Humus	5.4	1.1	26.1	23.0	
		Humus	4.9	1.4	28.5	21.1	
		Humus	5.0	1.1	25.1	22.6	<b>21.1</b>
		Mineraljord	4.9	0.3	5.4	16.6	
		Mineraljord	4.3	0.4	7.1	18.1	
		Mineraljord	4.3	0.4	7.0	16.5	
		Mineraljord	4.2	0.3	4.8	16.9	
		Mineraljord	4.2	0.3	4.9	16.5	<b>16.6</b>
<b>Granhygge</b>	Tb-2	Humus	4.7	1.8	40.1	22.6	
		Humus	5.2	1.6	35.9	22.7	
		Humus	4.7	1.8	38.9	22.2	
		Humus	5.0	1.5	33.0	22.6	
		Humus	5.1	1.7	38.9	23.1	<b>22.6</b>
		Mineraljord	4.2	0.3	6.4	22.1	
		Mineraljord	4.4	0.3	6.5	20.0	
		Mineraljord	4.2	0.3	6.1	22.5	
		Mineraljord	4.3	0.3	7.8	22.5	
		Mineraljord	4.4	0.5	9.6	18.0	<b>22.1</b>
	Äh-3	Humus	5.3	1.8	41.4	22.7	
		Humus	4.8	2.0	49.1	25.1	
		Humus	4.7	1.8	47.1	25.5	
		Humus	4.9	2.1	47.4	22.7	
		Humus	4.7	2.2	49.3	22.9	<b>22.9</b>
		Mineraljord	4.2	0.4	9.2	24.4	
		Mineraljord	4.0	0.6	14.8	25.1	
		Mineraljord	4.2	0.7	17.3	24.1	
		Mineraljord	4.1	0.6	13.2	21.5	
		Mineraljord	3.9	0.7	16.7	24.0	<b>24.1</b>
	Ös.1	Humus	4.2	1.9	47.5	25.5	
		Humus	4.2	2.0	48.1	24.4	
		Humus	4.8	1.8	48.7	27.1	
		Humus	4.2	1.7	48.4	28.6	
		Humus	4.2	1.8	45.9	25.4	<b>25.5</b>
		Mineraljord	3.8	0.2	6.2	29.7	
		Mineraljord	3.9	0.2	6.1	26.6	
		Mineraljord	3.9	0.2	5.7	30.8	
		Mineraljord	3.8	0.2	6.3	29.3	
		Mineraljord	3.8	0.1	3.5	29.7	<b>29.7</b>
<b>Lövhygge</b>	Rb-2	Humus	4.8	1.2	21.0	18.0	
		Humus	4.6	1.2	24.4	21.2	
		Humus	5.1	1.0	19.8	19.9	
		Humus	4.5	1.3	22.3	17.8	
		Humus	5.0	1.3	22.2	17.7	<b>18.0</b>
		Mineraljord	4.3	0.3	5.8	18.5	
		Mineraljord	4.1	0.3	7.5	22.2	
		Mineraljord	4.2	0.6	11.1	17.8	
		Mineraljord	4.2	0.5	9.5	18.1	
		Mineraljord	4.5	0.5	7.0	15.0	<b>18.1</b>
	GI-1	Humus	5.2	0.7	12.7	17.6	
		Humus	5.2	1.0	19.1	19.8	
		Humus	5.8	0.8	14.5	18.7	
		Humus	5.4	1.2	25.2	21.5	

	Humus	5.9	0.9	19.1	22.1	<b>19.8</b>
	Mineraljord	4.9	0.4	6.9	17.6	
	Mineraljord	4.6	0.4	7.6	18.1	
	Mineraljord	5.4	0.3	5.4	16.7	
	Mineraljord	4.7	0.3	5.4	19.8	
	Mineraljord	5.0	0.2	4.0	16.8	<b>17.6</b>
Tb-1	Humus	5.8	1.0	24.3	23.5	
	Humus	5.6	0.8	22.2	26.4	
	Humus	6.0	1.0	22.3	21.8	
	Humus	6.1	1.4	26.9	18.9	
	Humus	5.5	1.1	26.6	24.4	<b>23.5</b>
	Mineraljord	4.9	0.3	5.6	16.2	
	Mineraljord	5.1	0.3	5.3	16.3	
	Mineraljord	5.1	0.4	7.3	18.2	
	Mineraljord	5.1	0.6	9.9	17.4	
	Mineraljord	4.4	0.4	7.4	19.0	<b>17.4</b>
Äh-1	Humus	5.3	1.0	19.9	19.2	
	Humus	5.0	1.3	24.9	19.9	
	Humus	5.1	1.1	23.7	20.7	
	Humus	5.5	1.2	25.4	20.9	
	Humus	4.9	1.3	26.6	20.6	<b>20.6</b>
	Mineraljord	4.7	0.6	10.5	18.0	
	Mineraljord	4.6	0.7	12.9	17.9	
	Mineraljord	4.5	0.4	8.5	19.8	
	Mineraljord	4.8	0.4	7.1	17.7	
	Mineraljord	4.5	0.5	8.5	17.9	<b>17.9</b>
Äh-2	Humus	4.9	1.9	42.9	22.3	
	Humus	4.7	2.1	45.5	21.3	
	Humus	4.7	1.7	34.1	20.6	
	Humus	4.9	1.1	21.7	19.3	
	Humus	5.0	1.6	31.0	19.3	<b>20.6</b>
	Mineraljord	4.2	0.4	7.7	21.3	
	Mineraljord	4.3	0.4	7.7	20.0	
	Mineraljord	4.2	0.3	4.9	18.8	
	Mineraljord	4.5	0.3	6.0	19.8	
	Mineraljord	4.3	0.6	10.6	19.3	<b>19.8</b>
Ös-2	Humus	4.4	1.7	37.6	21.5	
	Humus	4.3	1.9	45.4	24.3	
	Humus	4.3	1.9	46.2	24.9	
	Humus	4.6	1.6	38.4	23.5	
	Humus	4.4	1.8	49.1	27.2	<b>24.3</b>
	Mineraljord	4.0	0.2	5.5	26.1	
	Mineraljord	4.0	0.2	4.6	28.4	
	Mineraljord	3.8	0.4	9.7	26.2	
	Mineraljord	4.2	0.3	7.0	25.5	
	Mineraljord	3.8	0.4	11.1	29.0	<b>26.2</b>