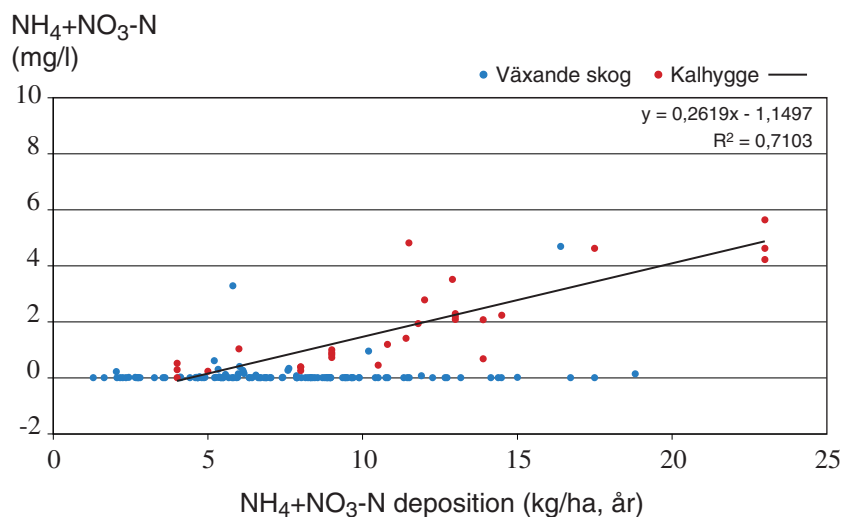


Modell för att beräkna kväveförluster från växande skog och hyggen i Sydsverige



Stefan Löfgren & Olle Westling

Institutionen för Miljöanalys
Sveriges lantbruksuniversitet
Box 7050
750 07 Uppsala
Tel. 018 – 67 31 10
<http://www.ma.slu.se>

Tryck: 100 ex. Institutionen för Miljöanalys, SLU
Uppsala, januari 2002

ISSN: 1403-977X

Förord

Inom ramen för det internationella konventionsarbetet HELCOM och OSPARCOM utför medlemsländerna beräkningar av tillförseln av bl.a. kväve och fosfor från inlandet via floder och direkta utsläpp till Östersjön, Västerhavet och Nordsjön. I uppdraget ingår även att utföra källfördelningar där bidraget från olika närsaltkällor skattas. Både punktutsläpp och diffusa bidrag beaktas för att erhålla en heltäckande bild av varifrån näringsämnena härstammar och för att kunna särskilja naturlig bakgrundstillförsel från den som kan hänföras till olika mänskliga aktiviteter.

Inom ramen för HELCOM pågår för närvarande en utsläppssammanställning avseende tillförseln av kväve och fosfor på Östersjön och Västerhavet år 2000. I Sverige är Naturvårdsverket ansvarig för redovisningen till HELCOM, medan SLU och SMHI utför de beräkningar som ligger till grund för deras redovisning. Denna rapport, som utarbetats vid Inst. f. miljöanalys, SLU och IVL, Aneboda på uppdrag av SLU Miljödata, utgör ett av de dokument som använts som underlag för detta arbete. Syftet har varit att ta fram typhalter för kväve från växande skog respektive avverkad skogsmark i Sydsverige (tillrinningsområdena till egentliga Östersjön, Öresund, Kattegatt och Skagerack).

Uppsala 17 december 2001

Stefan Löfgren & Olle Westling

Innehållsförteckning

1.	Bakgrund	5
2.	Överväganden och förändringar gentemot tidigare beräkningsmodeller	5
2.1	Utlakning från olika typer av skog	5
2.2	Samband mellan kväveutlakning, deposition och skogens bördighet	6
2.3	Kväveutlakning i samband med avverkningar	7
3.	Uppmätta halter och arealförluster för kväve	8
3.1	Avrinningsområden och dataunderlag	8
3.2	Beräkningar av transporter och flödesvägda medelhalter	9
3.3	Kvävehalter i sydvästra Sverige	10
3.4	Kvävehalter i sydöstra Sverige	12
4.	Långsiktiga trender för kväve i avrinningen	14
4.1	Statistiska bearbetningar	14
4.2	Kvävefraktionernas förändringar över tiden	14
4.3	Storleken på de vattenkemiska förändringarna	17
4.4	Skogsbrukets inverkan på vattenkemin	17
5.	Typhalter för skogsvatten i Sydsverige	18
5.1	Jämförelse med uppmätta arealförluster	19
6.	Kväveutlakning från hyggen i Sydsverige	19
6.1	Markvattendata	19
6.2	Deposition	20
6.3	Ytvattendata	20
6.4	Samband mellan halter i markvatten och deposition	21
6.5	Beräkning av utlakning från kalavverkad skog	22
7.	Referenser	23

1. Bakgrund

Inom ramen för det internationella konventionsarbetet HELCOM och OSPARCOM utför medlemsländerna beräkningar av tillförseln av bl.a. kväve (N) och fosfor (P) från inlandet via floder och direkta utsläpp till Östersjön, Västerhavet och Nordsjön. I uppdraget ingår även att utföra källfördelningar där bidraget från olika närsaltkällor skattas. Både punktutsläpp och diffusa bidrag beaktas för att erhålla en heltäckande bild av varifrån näringsämnena härstammar och för att kunna särskilja naturlig bakgrundsbelastning från den som kan hänföras till olika mänskliga aktiviteter.

Inom ramen för HELCOM pågår för närvarande den fjärde utsläppssammanställningen (PLC4, Pollution Load Compilation 4) avseende belastningen av N och P på Östersjön och Västerhavet år 2000. I Sverige är Naturvårdsverket ansvarig för redovisningen till HELCOM, medan SLU och SMHI utför de beräkningar som ligger till grund för deras redovisning.

I denna rapport redovisas de överväganden och beräkningsmodeller som används för att ta fram typhalter för kväve från växande skog respektive avverkad skogsmark i Sydsverige (tillrinningsområdena till egentliga Östersjön, Öresund, Kattegatt och Skagerack). Typhalterna och avrinningen har därefter använts för att skatta tillförseln av kväve från skogsmark. Underlagsmaterialet har tagits fram vid Inst. f. miljöanalys, SLU och IVL, Aneboda. Motsvarande underlag, som medger utveckling av beräkningsmodellerna, saknas för mellersta och norra Sverige (tillrinningsområdena till Bottenhavet och Bottenviken), vilket inneburit att skattningarna för dessa områden är identiska med de som användes i Hav'90 (Löfgren & Olsson 1990). Denna äldre metodik kommenteras endast kortfattat i denna rapport.

2. Överväganden och förändringar gentemot tidigare beräkningsmodeller

2.1 Utlakning från olika typer av skog

Den vanligaste jordmånen i svensk skogsmark utgörs av podsol, men inte ens på beståndsnivå är markerna helt enhetliga. Normalt, och sett över lite större områden, finns det betydande inslag även av andra marktyper som t.ex. torv, brunjord, berg i dagen etc. En del av dessa ytor klassas som impediment, medan andra områden uppvisar god tillväxt. Dessutom återfinns ofta ytvatten i form av gölar, diken och små bäckar. Det mesta av den kunskap som inhämtats om N-kväveläckageutlakning till ytvatten baseras på undersökningar utförda i små, heterogena områden med varierande inslag av olika marktyper och förekomst av ytvatten. De kväveförluster som uppmäts är därför inte representativa för enhetliga skogsbestånd på enhetliga jordar utan de är snarare representativa för den mosaik i landskapet som lite större skogsområden uppvisar. Modellerna för att skatta N-kväveutlakning från växande skog redovisade i denna rapport är därför främst representativa för denna typ av skogslandskap.

Kväveförlusterna skattas dessutom normalt från uppmätta halter och vattenflöden i små bäckar, vilket innebär att retention i vegetation och mark haft full verkan både i in- och utströmningsområden (nettobelastning). Detta skiljer skattningarna från jordbruksmark där förlusterna skattas direkt under rotzonen (bruttobelastning) varefter markretentionen simuleras för att beräkna nettobelastningen på ytvattensystemen (Johnson & Hoffman 1996, Arheimer et al. 1997). Vad avser hyggen använder vi oss av sambandet mellan kvävedeposition och halten oorganiskt kväve i markvatten (rotzonsdjup) för att skatta typhalter för kväve i avverkade områden. Eftersom markvattenhalterna normalt är något högre än i ytvatten sker retention på vattnets väg från rotzon till ytvatten. Detta motverkas dock av att avrinningen ökar från hyggen, vilket inte kompenseras för vid beräkningarna av avrinning. Typhalter baserade på markvattenhalter i kombination med underskattad avrinning antas ge nettobelastningen från hyggen (se nedan).

2.2 Samband mellan kväveutlakning, deposition och skogens bördighet

Vid tidigare beräkningar av skogsmarkens bidrag av kväve har det linjära sambandet mellan årlig avrinning och arealförluster utnyttjats, samt att man antagit att nitrattutlakningen varit högre från skog med hög bonitet (Löfgren & Olsson 1990). Riktningskoefficienten för sambandet mellan avrinning och arealförlust motsvaras av en flödesvägd medelkoncentration i avrinningen under den studerade tidsperioden (1969-87, Löfgren & Olsson op. cit.). Denna flödesvägda medelhalt multiplicerades med avrinningen vid den senaste skattningen av skogsmarkens bidrag (Arheimer et al. 1997). I detta arbete har nya flödesvägda typhalter tagits fram för de fyra årstiderna (se nedan), baserat på faktiska mätningar i 23 små skogsdominerade avrinningsområden i södra Sverige.

Löfgren & Olsson (op. cit.) skriver att ”Det finns egentligen ingen vetenskaplig grund för att använda områden med hög bonitet som styrparameter i beräkningsmodellen, men områden med hög bonitet sammanfaller i stort med områden där man kan befara kvävemättnad och därmed hög utlakning från skogsmark”. Vi instämmer i denna uppfattning, men vill dessutom tillägga att höga nitrathalter i markvatten har främst återfunnits i en smal zon längs landets kuster (< 20 km) med hög kvävedeposition (>15 kg N/ha, år, Hallgren Larsson, 1997) och att det främst är i dessa områden som förhöjd nitrattutlakning eventuellt kan förväntas från växande skog utan insektsangrepp eller andra påtagliga störningar.

Internationella studier har visat att kvävedepositionens (N_{dep}) storlek och mårsiktets C/N-kvot (O-horisont) har stor betydelse för utlakningen av nitrat från skogsmark (Dise & Wright 1995, Gundersen et al. 1998, Dise et al. 1998). Baserat på 33 europeiska skogsområden har Dise et al. (1998) funnit att vid $N_{dep} < 10$ kg N/ha, år (krondropp) var nitrattutlakningen låg oberoende av mårsiktets C/N-kvot. Vid intermediär (10-20 kg N/ha, år) och hög (>20 kg N/ha, år) kvävedeposition ökade nitrattutlakningen vid minskande C/N-kvot. Dessutom fann man att vid konstant C/N-kvot var nitrattutlakningen alltid högre vid hög kvävedeposition än vid intermediär dito.

Överför man dessa slutsatser till svenska förhållanden med ytterst få områden med ett krondropp som överstiger 10 kg N/ha, år, så är sannolikheten låg för att växande skog skall läcka några större mängder nitrat oberoende av markens C/N-kvot.

Av de 9 avrinningsområdena med obrukad skog (referensområden) som utvärderades i detta arbete konstaterades förhöjd nitratläckageutlakning endast i ett område (Pipbäcken nedre) vid Hallandskusten. Vi har därför inte använt varken bonitet eller C/N-kvot för att korrigera kväveutlakningen från växande skog i detta arbete (se nedan).

2.3 Kväveutlakning i samband med avverkningar

Även om kväveutlakningen från växande skog inte påverkas i någon högre grad av den i ett internationellt perspektiv tämligen låga kvävedepositionen över Sverige, så är det uppenbart att kvävedepositionens storlek har potential att påverka N-kväveutlakningen i samband med avverkning. Förhöjd utlakning av kväve efter kalavverkning, oavsett kvävedepositionens storlek, uppträder nästan alltid enligt de undersökningar som utförts både i Sverige och andra länder. Förhöjningen beror främst på att trädens tidigare upptag försvinner och dessutom ökar avrinningen (Nohrstedt, 1993). Det som gör att den förhöjda utlakningen upphör är sannolikt att hyggesvegetationen ökar och till slut förmår ta upp huvuddelen av tillgängligt kväve i oorganisk form. Tiden för vegetationens etablering varierar i landet. I södra Sverige tar det 3-6 år och ofta dominerar gräs på hygget innan plantor och lövuppslag skuggar marken. I norra Sverige tar etableringen avsevärt längre tid innan den kan ta upp tillgängligt kväve, i vissa fall mer än 10 år (Lundmark, 1999, Löfgren & Olsson 1990).

Undersökningar av halter av oorganiskt kväve i markvatten från kalhyggen i södra Sverige indikerar ett samband med kvävedepositionens storlek. Detta samband beskrivs närmare i avsnitt 4. Sannolikt är det mängden upplagrad kväve i skogsmarkens övre skikt som bestämmer utlakningens omfattning (Ring 2001), eftersom den i områden med relativt hög deposition vida överstiger depositionen på hygget, räknat på årsbasis (Örlander et al., 1997). Den nuvarande depositionsgradienten sammanfaller i stort med beräknad upplagring av kväve i skogsmarken under senare decennier (Akselsson & Westling 2001). Det gör att den nuvarande depositionen sannolikt kan användas som indikator på ackumulerad mängd kväve under 1900-talet.

Det finns inga undersökningar som visar att röjning eller gallring ökar utlakningen av kväve. Undersökningar i kvarlämnade tallskärmar i avverkad skog i södra Sverige visar att en täthet som är mycket mindre än i en gallrad skog är tillräckligt för att undvika förhöjd utlakning av kväve (Örlander muntl. medd.).

Markberedning har i olika undersökningar inte orsakat någon entydig effekt på utlakningen av kväve. I den mån det påverkar så finns effekten med i de data som används för att ta fram typhalter eftersom huvuddelen av de undersökta lokalerna har markberedda hyggen.

Om kalhyggesbruket förändras i framtiden genom att träd sparas i stor omfattning (eller successiv avverkning) eller att storleken på varje avverkningsobjekt minskar kraftigt finns det skäl att revidera de typhalter från avverkad skog som beskrivs i denna rapport.

Vad avser kväveutlakning från växande skog och hyggen i Bottenhavets och Bottenvikens tillrinningsområden, det vill säga mellersta och norra Sverige, har inga förändringar gjorts utan de modeller som utvecklades av Löfgren & Olsson (1990) används även för källfördelningen inom PLC4. Orsaken till detta är att det saknas underlag från tillräckligt många små skogsdominerade avrinningsområden, vilket är en klar brist och något som borde förbättras i framtiden.

3. Uppmätta halter och arealförluster för kväve

3.1 Avrinningsområden och dataunderlag

Utvärderingen baseras på data från 15 mindre avrinningsområden i sydvästra (avrinning mot Västerhavet) och 5 avrinningsområden i sydöstra Sverige (avrinning mot Östersjön) dominerade av skogsmark. I utvärderingen har dessutom tre områden (Östad, Asa och Aneboda) hänförs till både sydvästra och sydöstra Sverige eftersom de ligger tämligen nära vattendelaren och beskriver tillståndet i norra Skåne respektive Småländska höglandet. Totalt ingår följaktligen 23 vattendrag i utvärderingen.

Nio av områdena i sydvästra Sverige ligger i naturreservat (referenser) medan övriga har påverkats av skogsbruk det senaste decenniet. Avrinningsområdet P3 Björklida är speciellt med tanke på att i stort sett hela avrinningsområdet var kalavverkat när mätningarna påbörjades. Område har därför mycket avvikande avrinningskemi och kan inte jämföras med de områden där avverkningar enbart utgjort en liten del av avrinningsområdet. P3 Björklida har därför uteslutits i de utvärderingar där syftet har varit att studera hur avrinningskemin varierar i avrinningsområden där endast en liten del av arean påverkats av skogsbruk. Däremot har data från P3 Björklida använts för att utvärdera hur avverkning specifikt påverkar avrinningskemin.

I sydöstra Sverige utgör Aneboda vid vattendelaren det enda referesområdet. K24 Hallaryd är speciellt med tanke på att det förekommer betydande arealer med al i anslutning till bäcken. Mest avvikande är dock Dammån, Morån och Gnyltån med mycket stora avrinningsområden (26-67 km²), insprängd jordbruksmark (<10%), begränsad sjöareal (<5%) och ett mindre antal fastigheter med bofast befolkning. Man kan därför anta dels att arealförlusterna av oorganiskt kväve är högre från dessa områden än från ren skogsmark och dels att retentionen är större än i de mindre avrinningsområdena. Dessa faktorer motverkar varandra.

Avrinningsområdenas lokalisering framgår av Figur 3:1. Tidsseriernas längd, avrinningsområdenas areal, skogs- och hyggesandel samt medelvattenföring under mätperioden redovisas vattendragsvis i Tabell 3:1. Vattenföringen har bestämts via mätningar eller kalibrerade vattenföringsmodeller. Vattenföring mäts ej i Dammån,

Morån och Gnyltån. Vattenprover har insamlats av lokal provtagningspersonal en eller två gånger per månad under perioden 1984-99. Proverna har analyserats i enlighet med Handboken för miljöövervakning av Inst. f. miljöanalys, SLU, IVL och AnalyCen (endast Fallabäcken 1997-99).



Figur 3:1. Avrinningsområdenas lokalisering. ○ Avrinning från brukad skogsmark. ● Avrinning från obrukad skogsmark.

3.2 Beräkningar av transporter och flödesvägda medelhalter

Tyvärr kan transporter bara beräknas för de områden som avvattnas till Västerhavet eller som ligger vid vattendelaren. Endast två områden (Hallaryd och Ramsjöbäcken) som avvattnas mot Östersjön har vattenföringsdata. I Hallaryd upphörde mätningarna 1995 och i Ramsjöbäcken påbörjades de 1997. Kustnära vattendrag saknas i stort sett helt. Det saknas följaktligen förutsättningar att med acceptabel säkerhet beskriva transporter och arealförluster från skog till Östersjön. Nationellt bör därför övervakning av avrinning från skogsmark initieras i sydöstra Sverige.

Ämnestransporterna i vattendragen med vattenföringsmätningar (Tabell 3.1) har beräknats i enlighet med den modell som används inom den nationella miljöövervakningen. Metoden innebär att dygnsvisa vattenföringar multipliceras med dagliga ämneshalter. De senare skattas genom linjär interpolation mellan uppmätta halter vid två på varandra följande mättillfällen. Dygnstransporterna har därefter summerats till månads- och årstransporter (t.ex. ton) samt dividerats med avrinningsområdets area för att erhålla arealförluster (t.ex. kg/ha, år). Flödesvägda (=volymvägda) års- och månadsmedelhalter (t.ex. mg/l) har beräknats genom att dividera års- respektive månadstransporter med motsvarande avrinning. Dessa beräkningar har utförts på samtliga vattendrag där transporterna skattats, dvs. inte bara på Västerhavsstationerna utan även på Hallaryd.

3.3 Kvävehalter i sydvästra Sverige

Med undantag av Pipbäcken nedre var nitrathalterna låga ($<0,04$ mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$) i referensområdena, medan endast två av de nio brukade områdena uppvisade så låga halter under perioden 1997-99 (Tabell 3.2). Totalkvävehalterna indikerade näringsfattiga förhållanden med medelhalter $<0,9$ mg Tot-N/l.

Tabell 1:1. Avrinningsområdenas yta, tidseriernas längd och medelvattenföringen i vattendragen under mätperioden. Ref=referens, Bruk=brukad, n.d. = data saknas

Avrinningsområde	Kod	Area (km^2)	Skog (% av totalareal)	Hyggesareal (% av totalareal)	Tidsperiod	Q_{Medel} (l/s, km^2)
<u>Västerhavet</u>						
Brätängsbäcken	Ref	5,78	90*	0	1985-99	17,2
Gårdsjön IM	Ref	0,037	100	0	1986-99	18,1
Härsvatten Utfl.	Ref	1,95	80*	0	1985-95	22,5
Lommabäcken Nedre	Ref	1,04	90*	0	1985-99	17,2
Lommabäcken Övre	Ref	0,42	95*	0	1986-95	11,2
Pipbäcken Nedre	Ref	0,93	90*	0	1985-99	16,3
Pipbäcken Övre	Ref	0,73	85*	0	1986-95	19,9
Ringsmobäcken	Ref	1,12	85*	0	1985-99	10,1
Fallabäcken	Bruk	3,4	97	3	1997-99	12,9
Kvarnebäcken	Bruk	6,7	76	5	1996-99	9,1
Sågebäcken	Bruk	4,47	85	5	1996-99	16,9
O2 Munkedal	Bruk	0,16	91	0	1991-99	17,4
P2 Bäckefors	Bruk	0,2	92	0	1991-99	11,3
P3 Björklida	Bruk	2,7	100	100	1992-99	19,7
R2 Mullsjö	Bruk	0,32	84	0	1992-99	9,0
<u>Östersjön</u>						
K24 Hallaryd	Bruk	7,61	ca 80	0	1991-95	5,6
Dammån	Bruk	32	ca 80	?	1996-99	n.d
Morån	Bruk	26	>85	?	1997-99	n.d
Gnyltån	Bruk	67,2	ca 65	?	1997-99	n.d
Ramsjöbäcken	Bruk	4,5	95	ca 10	1996-99	n.d
<u>Västerhavet & Östersjön</u>						
Aneboda IM	Ref	0,2	100	0	1984-99	10,1
G24 Asa	Bruk	1,79	94	0	1991-99	13,2
L24 Östad	Bruk	0,92	94	0	1991-99	11,7

* Ungefärlig skattning baserad på vegetationskartering. Ej utgående från bestånd >1 m³ sk/ha, år.

De senaste tre årens mätningar (1997-99) har använts för att jämföra årliga flödesvägda medelhalter och arealförluster från referensområden respektive brukade områden (Tabell 3:2). Resultaten visar att min- och maxvärdena för organiskt bundet kväve (Org-N) och totalkväve (Tot-N) varierade inom tämligen snäva gränser (Max/Min $< 2\text{-}3$ ggr). Oorganiskt kväve (ammonium, $\text{NH}_4\text{-N}$ och nitrat) uppvisade mycket stora skillnader (Max/Min $\approx 10\text{-}20$ ggr, Tabell 1:2), på grund av att tre områden (Pipbäcken nedre, Östad och Bäckefors) hade tämligen höga arealförluster ($>0,5$ kg NO_3/ha , år, Tabell 1:3). Detta indikerar en ofullständig kväveassimilation och ett överskott av oorganiskt kväve i marken. Huvuddelen av kvävet lämnade dock områdena i organiskt bunden form, resulterande i totala kväveförluster på 1,4-4,2 kg Tot-N/ha, år, vilket är ett normalt intervall för svensk skogsmark.

Tabell 3:2. Intervall på årliga flödesvägda medelhalter och arealförluster i sydvästra Sverige under perioden 1997-99 i referensområden respektive brukad skogsmark (ej P3 Björklida). nd= data saknas.

Variabel	Flödesvägda medelhalter			Arealförluster		
	Enhet	Referens 97-99	Brukad 97-99	Enhet	Referens 97-99	Brukad 97-99
Q				l/s,km ²	10-21	10-26
NH ₄ -N	µg/l	10-49	6-33	kg/ha,år	0,03-0,32	0,03-0,20
NO ₃ -N	µg/l	7-194	10-131	kg/ha,år	0,05-1,18	0,04-0,56
Org-N	µg/l	279-576	191-770	kg/ha,år	1,3-3,0	1,1-3,5
Tot-N	µg/l	323-672	279-841	kg/ha,år	1,4-4,2	1,4-4,1
KMnO ₄	mg/l	55-87	nd	kg/ha,år	363-557	nd
TOC	mg/l	12-19	9-28	kg/ha,år	61-80	27-192

Referenser och brukade områden uppvisade tämligen små skillnader med i stort sett överlappande halt- respektive arealförlustintervall (Tabell 3:3). Nitrat hade något lägre maxvärden i de brukade områdena jämfört med i referenserna.

För att få en bättre uppfattning av hur halterna varierar mellan referensområden och brukad skog i sydvästra Sverige har percentiler beräknats på flödesvägda månadshalter för hela mätperioden 1984-99 (Tabell 3:4). Slutsatsen kvarstår att de brukade områdena hade något lägre halter nitrat. Jämför man 25- och 75-percentilerna med medianvärdet finner man att intervallet runt medianvärdet är tämligen litet med undantag för nitrat. Medianvärdet skattar följaktligen 25-75% av observationerna relativt väl (oftast <50% avvikelse från medianvärdet). Det innebär att medianhalterna kan användas som typvärden för normala halter i skog i sydvästra Sverige inklusive norra Skåne och småländska höglandet. Typvärdena kan användas för att med hyfsad säkerhet skatta arealförlusterna från skog i denna del av landet.

Typvärdena har förfinats ytterligare genom att precisera dem för olika årstider (vår (mars-maj), sommar (juni-augusti), höst (september-november) och vinter (december-februari), Tabell 3:5). För Org-N och Tot-N är även de säsongsmässiga medianhalterna goda approximationer för 25-75% av observationerna, medan osäkerheten är större för ammonium och nitrat. Genom att dela upp observationerna per årstid kan man följaktligen förbättra transportberäkningarna eftersom medianhalter och vattenföring varierar betydligt mellan årstiderna.

Skillnaden mellan referens och brukad skog är sommar och höst påtaglig med något lägre halter nitrat respektive högre halter Org-N och Tot-N i områdena med brukad skog. Orsaken till de lägre nitrathalterna kan vara att en brukad skog har större nettotillväxt än de äldre skogarna i referensområdena. Den brukade skogen kan därför assimilera mer oorganiskt kväve under växtsäsongen det vill säga i första hand sommar och höst. För Org-N och Tot-N kan man konstatera att halterna är högre sommar och höst, vilket sannolikt beror på att evapotranspirationen är hög dessa årstider. Detta leder till en koncentring av biologiskt tämligen konservativa ämnen som t.ex. humus.

Tabell 3:3. Medelarealförluster för kväve (kg/ha, år) i sydvästra Sverige under hela tidsperioden (Tot, se Tabell 3:1) respektive 1997-99 i respektive vattendrag. nd = data saknas.

	NH ₄ -N		NO ₃ -N		Org-N		Tot-N	
	Tot	97-99	Tot	97-99	Tot	97-99	Tot	97-99
Referenser								
Aneboda IM	0,09	0,03	0,09	0,08	1,43	1,87	1,62	1,99
Bråtängsbäcken	0,06	0,06	0,23	0,16	2,14	2,96	2,43	3,18
Gårdsjön IM	0,13	0,28	0,09	0,05	1,50	1,94	1,76	2,27
Härsvatten Utfl.	0,46	nd	1,19	nd	1,32	nd	2,96	nd
Lommab. Nedre	0,10	0,09	0,19	0,13	2,02	2,82	2,31	3,04
Lommab. Övre	0,20	nd	0,16	nd	1,23	nd	1,59	nd
Pipbäcken Nedre	0,16	0,32	0,82	1,18	1,60	2,72	2,58	4,21
Pipbäcken Övre	0,18	nd	0,83	nd	1,69	nd	2,70	nd
Ringsmobäcken	0,06	0,04	0,16	0,13	1,13	1,27	1,35	1,44
Brukade								
Fallabäcken	nd	0,07	nd	0,26	nd	1,57	nd	1,90
Kvarnebäcken	0,05	0,05	0,20	0,23	1,15	1,16	1,40	1,44
Sågebäcken	0,13	0,11	0,49	0,44	2,39	2,53	3,00	3,07
G24 Asa	0,06	0,03	0,05	0,04	1,63	1,84	1,75	1,91
L24 Östad	0,14	0,20	0,41	0,56	0,66	1,05	1,20	1,81
O2 Munkedal	0,10	0,19	0,36	0,48	2,07	3,45	2,53	4,12
P2 Bäckefors	0,08	0,07	0,35	0,54	1,35	1,94	1,79	2,55
P3 Björklida	0,30	0,05	2,97	0,17	1,72	2,12	4,99	2,33
R2 Mullsjö	0,09	0,09	0,23	0,15	2,04	2,59	2,36	2,83

Tabell 3:4. Max-, min- och percentilvärden baserade på flödesvägda månadshalter under perioden 1984-99 för kväve och vattenföring i referenser och brukade områden i sydvästra Sverige. n = antal observationer.

	NH ₄ -N mg/l		NO ₃ -N mg/l		Org-N mg/l		Tot-N mg/l		Q l/s,km ²	
	Ref	Bruk	Ref	Bruk	Ref	Bruk	Ref	Bruk	Ref	Bruk
Min	0,001	0,003	0,001	0,001	0,025	0	0,215	0,141	0,0	0,0
5%	0,005	0,005	0,006	0,001	0,148	0,138	0,271	0,260	0,0	0,0
10%	0,005	0,005	0,009	0,002	0,183	0,178	0,302	0,285	0,2	0,2
25%	0,008	0,007	0,017	0,010	0,256	0,271	0,349	0,348	4,0	2,9
50%	0,014	0,017	0,040	0,038	0,344	0,405	0,428	0,479	11,7	9,0
75%	0,034	0,030	0,091	0,092	0,446	0,567	0,529	0,646	22,0	19,0
90%	0,068	0,054	0,177	0,140	0,573	0,865	0,669	0,943	36,4	30,8
95%	0,090	0,090	0,217	0,202	0,674	1,123	0,804	1,234	45,4	42,2
Max	0,719	0,594	0,984	1,251	1,638	3,012	1,756	3,576	131,9	148,9
n	1106	604	1107	604	1111	604	1113	604	1193	644

3.4 Kvävehalter i sydöstra Sverige

Utgående från uppmätta halter i sydöstra Sverige finner man att halterna med avseende på ammonium och nitrat (Tabell 3.6 & 3.7) var tämligen lika med de flödesvägda medelhalterna på årsbasis (Tabell 3.4 & 3.5) i sydvästra Sverige. Däremot var halterna av Org-N och därmed även Tot-N betydligt högre i sydöstra Sverige, särskilt vår och sommar. Under dessa årstider var medianhalten Org-N högre i sydöstra Sverige (26% respektive 25%) om man jämför med medelvärdet för 50-percentilen av referenser och brukade områden. Höst och vinter var värdena tämligen lika (<10% avvikelse). De högre halterna förklaras av betydligt mer humösa vatten i sydöstra Sverige. Resultaten

visar att olika typhalter bör användas för skogsområden med avrinning mot Västerhavet respektive Östersjön. På sikt kan typhalterna för sydöstra Sverige förbättras genom att fler skogsområden studeras.

Tabell 3:5. Max-, min- och percentilvärden baserade på flödesvägda månadshalter under vår (mars-maj), sommar (juni-augusti), höst (september-november) och vinter (december-februari) i sydvästra Sverige under perioden 1984-99 för kväve i referenser och brukade områden. n = antal observationer.

	NH ₄ -N mg/l		NO ₃ -N mg/l		Org-N mg/l		Tot-N mg/l		Q l/s, km ²	
	Ref	Bruk	Ref	Bruk	Ref	Bruk	Ref	Bruk	Ref	Bruk
Vår										
Min	0,000	0,000	0,000	0,000	0,042	0,000	0,215	0,000	0,0	1,1
5%	0,004	0,005	0,007	0,003	0,126	0,078	0,264	0,189	0,0	3,0
10%	0,005	0,005	0,012	0,006	0,164	0,141	0,285	0,233	1,0	5,4
25%	0,008	0,008	0,029	0,016	0,230	0,210	0,334	0,299	5,8	8,1
50%	0,016	0,014	0,052	0,063	0,301	0,294	0,409	0,380	13,0	13,0
75%	0,041	0,026	0,134	0,109	0,375	0,427	0,500	0,521	25,3	20,2
90%	0,078	0,038	0,211	0,168	0,473	0,585	0,613	0,748	41,7	26,8
95%	0,101	0,051	0,255	0,317	0,541	0,673	0,670	0,837	54,4	29,2
Max	0,719	0,220	0,391	1,251	0,748	1,355	1,321	2,593	131,9	34,4
n	298	159	298	159	297	159	298	159	307	33
Sommar										
Min	0,000	0,000	0,000	0,000	0,025	0,000	0,219	0,000	0,0	0,1
5%	0,005	0,000	0,003	0,000	0,207	0,000	0,277	0,000	0,0	0,1
10%	0,006	0,000	0,005	0,000	0,241	0,000	0,314	0,000	0,0	0,7
25%	0,007	0,005	0,009	0,001	0,320	0,260	0,376	0,283	0,3	1,8
50%	0,010	0,009	0,015	0,003	0,434	0,510	0,476	0,557	3,3	5,8
75%	0,017	0,022	0,037	0,018	0,589	0,720	0,646	0,744	12,0	9,5
90%	0,038	0,067	0,132	0,042	0,772	1,186	0,859	1,227	25,8	13,1
95%	0,059	0,112	0,177	0,059	0,945	1,707	1,038	1,801	32,1	15,6
Max	0,168	0,594	0,984	0,213	1,638	3,012	1,756	3,576	55,7	17,8
n	227	156	227	156	227	156	227	156	281	30
Höst										
Min	0,002	0,000	0,000	0,000	0,056	0,000	0,215	0,000	0,0	1,5
5%	0,004	0,005	0,005	0,001	0,164	0,138	0,278	0,260	0,0	2,3
10%	0,005	0,005	0,008	0,001	0,209	0,202	0,308	0,304	1,0	2,9
25%	0,007	0,005	0,014	0,003	0,294	0,351	0,358	0,405	4,8	5,4
50%	0,012	0,016	0,024	0,021	0,383	0,474	0,439	0,531	11,2	7,9
75%	0,029	0,032	0,053	0,055	0,474	0,633	0,521	0,693	19,1	19,7
90%	0,058	0,055	0,113	0,097	0,585	0,924	0,640	0,992	30,4	24,2
95%	0,070	0,099	0,142	0,137	0,711	1,071	0,786	1,235	41,9	29,6
Max	0,144	0,372	0,193	0,368	1,486	1,550	1,615	1,656	76,4	44,3
n	294	161	294	161	294	161	294	161	309	32
Vinter										
Min	0,004	0,000	0,001	0,000	0,060	0	0,215	0,000	0,0	1,4
5%	0,005	0,005	0,011	0,011	0,134	0,133	0,269	0,267	2,6	3,2
10%	0,007	0,005	0,020	0,017	0,158	0,146	0,304	0,285	4,0	6,0
25%	0,011	0,011	0,039	0,041	0,232	0,228	0,346	0,331	10,0	9,5
50%	0,022	0,021	0,065	0,082	0,313	0,305	0,411	0,412	18,4	18,5
75%	0,050	0,035	0,141	0,123	0,384	0,426	0,509	0,555	30,4	25,2
90%	0,078	0,058	0,196	0,182	0,458	0,561	0,625	0,709	42,9	32,5
95%	0,098	0,079	0,254	0,242	0,503	0,658	0,687	0,799	49,8	40,2
Max	0,279	0,277	0,465	0,691	0,806	0,865	1,024	1,662	84,4	55,6
n	294	168	294	168	293	168	294	168	296	33

Tabell 3:6. Max-, min- och percentilvärden baserade på uppmätta halter under perioden 1984-99 för kväve i områden dominerade av skogsmark i sydöstra Sverige. *n* = antal observationer.

	NH ₄ -N mg/l	NO ₃ -N mg/l	Org-N mg/l	Tot-N mg/l
Alla				
Min	0,000	0,000	0,070	0,212
5%	0,005	0,001	0,221	0,292
10%	0,005	0,002	0,256	0,318
25%	0,006	0,008	0,312	0,380
50%	0,012	0,029	0,429	0,522
75%	0,027	0,129	0,594	0,790
90%	0,061	0,460	0,794	1,108
95%	0,098	0,625	0,922	1,291
Max	0,719	1,162	1,490	2,187
n	428	439	428	439

4. Långsiktiga trender för kväve i avrinningen

4.1 Statistiska bearbetningar

Trendanalyser har utförts på flödesvägda månadsvisa halter med en icke-parametrisk metod (Mann-Kendall). Resultaten redovisas dels på årsbas och dels på månadsbas. Linjär regression har använts för att beräkna hur mycket halterna ökat alternativt minskat i de fall där statistiskt säkerställd trend ($p < 0,05$) påvisats under tidsperioden. Trendanalyserna har utförts på tidsserier som startade under perioden 1984-86 och som pågått fram till och med 1999 (Tabell 3:1). Det innebär att data endast kan redovisas från 6 referensområden i sydvästra Sverige inklusive Aneboda. Tidserierna är ännu så länge för korta i de brukade områdena och tidsserier saknas i sydöstra Sverige.

4.2 Kvävefraktionernas förändringar över tiden

Analyserna visar att det inte föreligger några statistiskt signifikanta trender mellan åren med avseende på avrinningen (Tabell 4:1). Organiskt material, mätt som KMnO₄-förbrukning, har ökat i tre av fyra vattendrag för vilka data finns tillgängliga.

Organiskt bundet kväve har ökat i samtliga fem vattendrag som haft mätningar av denna variabel (Tabell 4:1). Detta har lett till att även Tot-N ökat i samtliga vattendrag förutom i Ringsmobäcken där minskande nitrathalter motverkat ökningen i Tot-N. Orsaken till de ökade halterna Org-N är sannolikt högre humushalter. En analys av när under året som trenderna varit mest uttalade (Tabell 4:2) visar att organiskt material har ökat under i stort sett hela året, medan organiskt bundet kväve ökat främst vår och höst. Förändringarna har följaktligen varit mest uttalade då grundvattenståndet normalt är högt, men mycket variabelt. Huvuddelen av ytvattnet har sitt ursprung ur olika ytliga markprofiler under sådana förhållanden, vilket indikerar att det i huvudsak är de ytliga markprofilerna som är involverade i de förändringar som påvisats.

Tabell 3:7. Max-, min- och percentilvärden baserade på uppmätta halter under vår (mars-maj), sommar (juni-augusti), höst (september-november) och vinter (december-februari) i sydöstra Sverige under perioden 1984-99 för kväve i områden dominerade av skogsmark. n = antal observationer.

	NH4-N mg/l	NO3-N mg/l	Org-N mg/l	Tot-N mg/l
Vår				
Min	0,000	0,000	0,070	0,218
5%	0,004	0,002	0,209	0,268
10%	0,005	0,005	0,231	0,301
25%	0,005	0,011	0,280	0,335
50%	0,010	0,036	0,375	0,432
75%	0,027	0,129	0,455	0,590
90%	0,077	0,444	0,603	1,047
95%	0,109	0,651	0,727	1,179
Max	0,719	1,092	0,829	1,536
n	109	112	109	112
Sommar				
Min	0,000	0,000	0,267	0,279
5%	0,005	0,001	0,336	0,373
10%	0,005	0,002	0,347	0,426
25%	0,005	0,006	0,445	0,514
50%	0,010	0,017	0,588	0,695
75%	0,019	0,069	0,776	0,890
90%	0,036	0,188	0,911	1,027
95%	0,044	0,465	0,982	1,140
Max	0,062	0,660	1,271	1,449
n	91	94	91	94
Höst				
Min	0,004	0,000	0,142	0,212
5%	0,005	0,001	0,222	0,322
10%	0,005	0,001	0,252	0,361
25%	0,007	0,005	0,337	0,415
50%	0,012	0,021	0,491	0,590
75%	0,034	0,110	0,673	0,868
90%	0,064	0,479	0,914	1,181
95%	0,097	0,580	1,000	1,298
Max	0,152	0,994	1,490	1,682
n	107	110	107	110
Vinter				
Min	0,004	0,001	0,128	0,239
5%	0,005	0,005	0,216	0,290
10%	0,005	0,009	0,242	0,304
25%	0,007	0,019	0,278	0,337
50%	0,014	0,051	0,340	0,421
75%	0,041	0,188	0,457	0,675
90%	0,087	0,581	0,667	1,249
95%	0,123	0,778	0,761	1,323
Max	0,270	1,162	1,025	2,187
n	115	117	115	117

Tabell 4:1. Statistiskt signifikanta vattenkemiska förändringar över tiden (årsvisa trender, Mann-Kendall, $p < 0,05$) från sex vattendrag ej påverkade av skogsbruk i sydvästra Sverige under perioden 1985-99. nd = data saknas; + = ökande värden; - = minskande värden; + = $p < 0,05$; ++ = $p < 0,01$; +++ = $p < 0,001$.

Variabel	Aneboda IM*	Gårdsjön IM**	Bråtängsbäcken	Lommabäcken Nedre	Pipbäcken Nedre	Ringsmobäcken
Q (l/s, km ²)						
NH ₄ -N (mg/l)		++		-	+	
NO ₃ -N (mg/l)					++	-
Org-N (mg/l)	+	nd	+	++	+	+
Tot-N (mg/l)	+	nd	+	+	++	
KMnO ₄ (mg/l)	nd	nd	+++	++	+	

* Ej 1995 och 1996

** 1986-99

Tabell 4:2. Statistiskt signifikanta vattenkemiska förändringar över tiden (månadsvisa trender, Mann-Kendall, $p < 0,05$) från fem vattendrag ej påverkade av skogsbruk i sydvästra Sverige under perioden 1985-99. nd = data saknas; + = ökande värden; - = minskande värden; + = $p < 0,05$; ++ = $p < 0,01$; +++ = $p < 0,001$.

Variabel	Vattendrag	Månad											
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
KMnO ₄ (mg/l)	Aneboda IM	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	Bråtängsbäcken	++	+	+	++	+++	++	++	+		+	+++	+++
	Lommab. N:e	+		+	++	+++	++	+	+			++	++
	Pipbäcken N:e	+	+				++					+	+
	Ringsmobäcken										+	+	
Org-N (mg/l)	Aneboda IM						+	+			+		+
	Bråtängsbäcken				++	+		+					
	Lommab. N:e				++	++	+						
	Pipbäcken N:e						++	+			++	+	
	Ringsmobäcken					+				++	++	+	
Q (l/s, km ²)	Aneboda IM					-							
	Bråtängsbäcken									-	+		
	Lommab. N:e		++	+						-	+		
	Pipbäcken N:e												
	Ringsmobäcken												

Tabell 4:3. Statistiskt signifikanta vattenkemiska förändringar över tiden (linjär regression på flödesvägda medelvärden, $p < 0,05$) från fem vattendrag ej påverkade av skogsbruk i sydvästra Sverige under perioden 1985-99. nd = data saknas.

Variabel	Aneboda IM*	Bråtängsbäcken	Lommabäcken Nedre	Pipbäcken Nedre	Ringsmobäcken
Org-N (mg/l, år)	+0,015	+0,013	+0,011	+0,015	+0,009
Tot-N (mg/l, år)	+0,011	+0,011	+0,008	+0,022	
KMnO ₄ (mg/l, år)	nd	2,0	1,6	2,5	

* Ej 1995 och 1996

4.3 Storleken på de vattenkemiska förändringarna

Storleken på de vattenkemiska förändringarna över tiden framgår av Tabell 4:3 för de variabler där den samlade bilden tyder på att trenden beskriver ett mer generellt mönster. Det är dessutom viktigt att poängtera att resultaten baseras på data från opåverkade vattendrag utan inverkan av skogsbruk. Ännu saknas tillräckligt långa tidsserier från skogsbrukspåverkade vattendrag.

Den ökade tillförseln av organiskt material (1,6-2,5 mg KMnO_4/l , år) har lett till att förlusterna av Org-N och Tot-N ökat med tiden (9-15 μg Org-N/l, år respektive 8-22 μg Tot-N/l, år). Dessa förändringar innebär att halterna ökat med upp till 0,22 mg Org-N/l och 0,3 mg Tot-N/l under hela tidsperioden. Jämfört med 90-percentilen för referensområdena (Tabell 3:4) är detta en ökning med upp till 45 % för Tot-N.

Vid oförändrad nederbörd och avrinning, som trendanalysen på årlig vattenföring antyder (Tabell 4.1), skulle följaktligen läckaget av organiskt bundet kväve från skogsmark ha ökat betydligt, vilket även framgår av jämförelserna mellan hela mätperioden jämfört med de senaste tre åren (Tabell 3:3). Det simultant ökade läckaget av humus indikerar dock att ökningen i första hand styrs av hydrauliska processer knutet till mer ytliga flödesvägar under vår och höst. En månatlig upplösning på vattenföringen är inte tillräcklig för att belysa detta i dessa små avrinningsområden som mer eller mindre momentant svarar på ökad nederbörd. Vår slutsats är därför att grundvattennivån och därmed avrinningen är den viktigaste faktorn för de under senare år uppmätta haltökningarna av humus och organiskt bundet kväve.

Eftersom medianhalterna för Org-N (och övriga N-fraktioner) baseras både på blöta och mindre blöta år är dessa sannolikt tämligen goda approximationer för ett genomsnittsår. Fördelningarna visar också att avvikelserna inte är allt för stora med avseende på 25- och 75-percentilerna (Tabell 3.4-3.7). I framtiden bör dock typhalterna även anpassas så att hänsyn tas till avrinningens storlek. Idag saknas möjligheter till detta särskilt i sydöstra Sverige.

4.4 Skogsbrukets inverkan på vattenkemin

Av det som framgått tidigare är det svårt att för de 18 studerade områdena påvisa några påtagliga skillnader i vattenkemi och arealförluster mellan referensområden och brukade skogsområden. På motsvarande sätt är det svårt att se några tydliga geografiska mönster.

Orsaken till att skillnaden mellan brukade och obrukade områden inte går att tydligt påvisa är givetvis att till exempel skogsavverkningar bara berör en liten del, oftast <10%, av avrinningsområdet samt att det gått lång tid sedan avverkningarna utfördes. Teoretiskt måste till exempel förlusterna av kväve från ett avrinningsområde där 10 % av ytan avverkats öka från 2 kg N/ha, år i opåverkade ytor till 11 kg N/ha, år i avverkade ytor för att arealförlusterna ut ur området skall dubblas till 4 kg N/ha. Problemet är dock att även vissa referensytor läcker 4 kg N/ha, år. Utan långa tidsserier, som börjar innan åtgärderna utförts och uppvisar en uppåtgående trend i relation till avverkningarnas omfattning, uppstår problem med tolkningarna. De

avverkade ytorna måste därför följas under lång tid, alternativt läcka betydligt mer än 11 kg N/ha och år eller utgöra en större andel av avrinningsområdet, för att effekten av den enskilda åtgärden ska kunna påvisas.

Om avverkningarna inte omfattar mer än 10% av avrinningsområdets areal kommer vattenkemin att i stort sett ligga inom den naturliga variationen i opåverkade områden. Däremot finns det mindre ytor inom avrinningsområdet som har betydligt större påverkan. Summan av all den påverkan ger trots allt ett kvantitativt betydelsefullt bidrag till tillförseln av till exempel N till ytvatten sett över större arealer (se Kap. 6).

5. Typhalter för skogsvatten i Sydsverige

Utgående från ovanstående resultat föreslås att medianvärdena för de olika N-fraktionerna uppdelat på Västerhavets respektive Östersjöns avrinningsområde används som typhalter i södra Sverige (söder om Dalälvens avrinningsområde). De föreslagna typhalterna (ca 50-percentil) framgår av tabell 5.1.

Tabell 5.1. Förslag till typhalter för avrinningen från skog i södra Sverige uppdelat på vattendrag som avvattnar mot Västerhavet och Östersjön.

	NH ₄ -N mg/l		NO ₃ -N mg/l		Org-N mg/l		Tot-N mg/l	
	Västerhavet	Östersjön	Västerhavet	Östersjön	Västerhavet	Östersjön	Västerhavet	Östersjön
Vår								
Typhalt	0,015	0,010	0,060	0,035	0,350	0,380	0,425	0,425
Sommar								
Typhalt	0,010	0,010	0,010	0,010	0,450	0,600	0,470	0,620
Höst								
Typhalt	0,015	0,010	0,020	0,020	0,430	0,500	0,470	0,530
Vinter								
Typhalt	0,025	0,015	0,075	0,050	0,310	0,350	0,410	0,420

Tabell 5.2. Skattade arealförluster utgående från typhalter och vattenflöden (50-percentil) i sydvästra Sverige. Uppmätta värden representerar referensområden.

	Q l/s, km ²	NH ₄ -N kg/ha	NO ₃ -N kg/ha	Org-N kg/ha	Tot-N kg/ha
Vår	13,0	0,02	0,06	0,36	0,44
Sommar	3,3	0,00	0,00	0,12	0,12
Höst	11,2	0,01	0,02	0,38	0,42
<u>Vinter</u>	<u>18,4</u>	<u>0,04</u>	<u>0,11</u>	<u>0,45</u>	<u>0,59</u>
Totalt	11,5	0,07	0,19	1,31	1,57
Uppmätt	10-21	0,03-0,32	0,05-1,18	1,3-3,0	1,4-4,2

Antar man att vattenflödet under någon av säsongerna vår, höst eller vinter uppnår 75-percentilen uppgår N-läckaget till 2,20-2,37 kg N/ha år. Om motsvarande höglöde uppstår under två av dessa årstider blir arealförlusterna 2,69-2,85 kg N/ha, år och om 75%-flödet uppträder samtliga årstider blir arealförlusterna 3,62 kg N/ha, år. Utgående från uppmätta arealförluster (Tabell 3.2) förefaller detta vara rimliga värden.

5.1 Jämförelse med uppmätta arealförluster

Beräkningsmodellen enligt Löfgren & Olsson (1990) skattade N-förlusterna från växande skog under perioden 1969-87 till 2,0-2,4 kg N/ha, år till Västerhavet och till 1,0 kg N/ha, år till Östersjön. Uppmätta värden under 1970- och 80-talen uppgick till 0,6-4,3 kg N/ha, år till Skagerack-Kattegatt respektive 0,6-3,5 kg N/ha, år till Östersjön (op.cit.). Den nya beräkningsmodellen ger följaktligen resultat i samma storleksordning och även de uppmätta värdena uppvisar likartade intervall. Kraftigt avvikande resultat finns dock från Öresunds tillrinningsområde där kväveförluster på upp till 10 kg N/ha, år konstaterats från växande skog. Orsaken är sannolikt att bäckens närområde domineras av al och att torven är kraftigt nitrifierande (Wiklander et al. 1991).

Undersökningar i 22 ”opåverkade” avrinningsområden i Finland visade på kväveförluster från växande skog i intervallet 0,4-2,9 kg N/ha, år (Kajander 1998), d.v.s. något lägre än i södra Sverige. Den tämligen höga kvävedepositionen (ca 10 kg N/ha, år) kan ha ökat den naturliga bakgrunds-nivån i södra Finland (Kajander op.cit.). Mer än 50% av kväveförlusterna sker under vårfloden i södra Finland (Kortelainen et al. 1997). Södra Finlands mer kontinentalt präglade klimat avviker dock påtagligt från södra Sveriges mer marint påverkade, vilket exemplifieras av att de mest betydande kväveförlusterna uppträder vintertid i Sydsverige (Tabell 5:2). Förhållandena i Finland är sannolikt mer representativ för situationen i Svealand och Norrland. Skillnader i vegetation, skogshistoria, jordmån, klimat etc. medför att jämförelser med uppmätta kväveförluster i andra länder kan vara missvisande då syftet är att beskriva förhållandena i en helt annan region. Vi avstår därför från att referera till ytterligare sådana undersökningar utöver de som tidigare behandlats med avseende på mer principiella samband som t.ex. C/N-kvot och N-deposition (se Kap. 2).

6. Kväveutlakning från hyggen i Sydsverige

Data från fältförsök i mellersta och södra Sverige har utnyttjats för att studera sambandet mellan kvävedeposition och utlakning från hygge. Arbetet har delvis utförts inom forskningsprogrammet ASTA som studerar skogsbrukets inverkan på försurning och kväveupplagring i skogsmark. Beräkningar har utförts för Götaland som indikerar andelen av kväveutlakningen som kan knytas till arealen med hyggen (Akselsson et al. 2001). Försöken som utgör underlag beskrivs i tabell 4.1. Syftet med försöken var effektstudier av skärmar, markberedning, kalkning, askåterföring och kvävegödsling. Försöken ingår i SUFOR (utförda av IVL i Aneboda och SLU i Asa), IVLs försök med askåterföring med stöd av Energimyndigheten samt försök utförda av SkogForsk och SLU i Uppsala. De data som används som underlag för beräkningsmodellen är hämtade från försökens kalavverkade kontrolltytor.

6.1 Markvattendata

Tidsserier med markvattenmätningar med hjälp av keramiska undertryckslysimetrar (30-50 cm), som omfattar fasen med tydligt förhöjd utlakning av oorganiskt kväve, har omvandlats till medianvärden. Data från en markvatteninventering inom SUFOR på hyggen och i skärmar i södra Sverige 1999 har även använts. Bedömningen gjordes att halter i markvatten, uppmätta 1,5 till 2 år efter avverkning, hade passerat kulmen och

speglade genomsnittliga värden under den 4-6 år långa perioden med förhöjd utlakning i södra Sverige som konstaterats i andra studier.

Tabell 6.1 Beskrivning av parcellförsök med kalavverkning och undersökningar av markvatten. .

Lokal	Län	N-deposition 1997 (SMHI)	Antal punkter	Antal lysimetrar	Tidsserie	Källa
Asa skärm	G	8.5	2	6	1996-1999	IVL/SLU
Asa A96	G	8.5	1	3	1996-1999	IVL/SLU
Bastaremåla survey	G	11.8	1	5	1999	IVL/SLU
Bergkvara survey	G	10.5	1	5	1999	IVL/SLU
Billingsjön P81	W	5.0	1	4	1987-1999	SkogForsk
Blädinge survey	G	10.8	1	5	1999	IVL/SLU
Asa hyggesålder	G	9.0	3	30	1993-1999	IVL/SLU
Farabol 81	K	12.0	1	9	1992-1995	SLU
Fröslida survey	N	17.5	1	5	1999	IVL/SLU
Hökhult survey	N	13.9	1	5	1999	IVL/SLU
Kulltorp survey	F	11.4	1	5	1999	IVL/SLU
Lönsboda survey	M	13.0	1	5	1999	IVL/SLU
Lönsboda skärm	M	13.0	2	6	1996-1999	IVL/SLU
Manskog 7+13	S	6.0	1	6	1996-1998	SkogForsk
Siljansfors skärm	W	4.0	2	6	1996-1999	IVL/SLU
Torpa survey	G	14.5	1	5	1999	IVL/SLU
Tönnersjöheden hyggesålder	N	23.0	3	30	1993-1999	IVL/SLU
Virestad survey	G	11.5	1	5	1999	IVL/SLU
Ärnarp survey	N	13.9	1	5	1999	IVL/SLU

6.2 Deposition

Data på deposition av oorganiskt kväve (nitrat och ammoniumkväve) uppskattades för respektive lokal med undersökningar av markvatten med hjälp av modellberäkningar (MATCH) avseende 1997 som utförs för hela landet i rutor på 20*20 km² (data från SMHI).

6.3 Ytvattendata

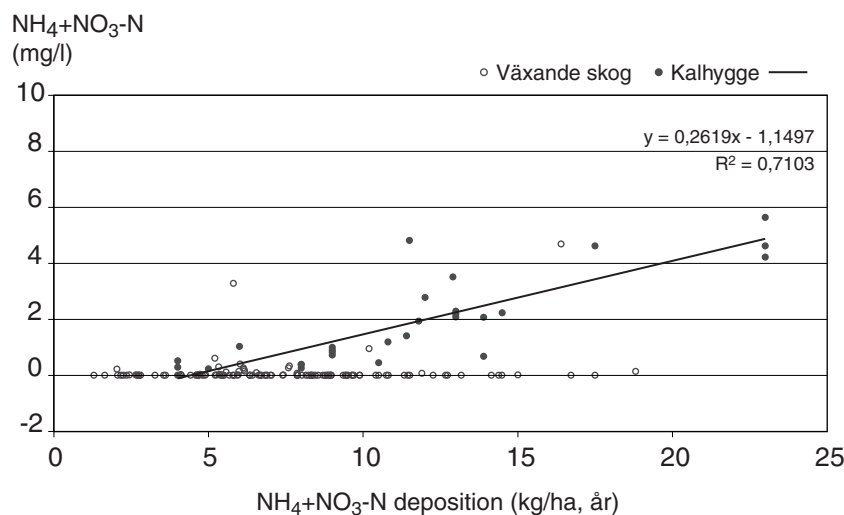
Samtliga försök i tabell 6.1 har uppmätta halter av nitrat- och ammoniumkväve i markvatten. Summan av dessa halter har utan justering använts som typhalter för oorganiskt kväve även i avrinnande vatten. Halter av oorganiskt kväve i markvatten kan normalt inte överföras direkt till halter i avrinningen. En viss retention av kväve kan ske på vägen ut till ytvattnet. Uppmätta tidsserier på halter i avrinning från kalavverkad skog som beskriver hela hyggesfasen (där hela avrinningsområdet är avverkat) är få. En studie i Västra Götalands län visar att medianhalterna i avrinningen under tiden med förhöjd utlakning efter kalavverkning var mellan 0,8 och 3,3 mg/l räknat av oorganiskt kväve från tre hyggen (Westling et al., 2001). Kvävedepositionen i området var 10 till 15 kg per ha och år. En lång tidsserie finns även från två kalavverkade avrinningsområden i Västernorrlands län (Lundmark, 1999?). Undersökningarna visar att halterna av oorganiskt kväve i avrinningen i hyggesfasen bara översteg 0,5 mg/l vid enstaka tillfällen i ett område med relativt låg

kvävedeposition (ca 3 kg per ha och år). Tiden med förhöjd utlakning var dock betydligt längre jämfört med södra Sverige.

De få undersökningar som finns av kvävehalter i avrinningen från hyggen i södra Sverige indikerar att halterna är i samma nivå som i markvatten från jämförbara områden. Avrinningen är förhöjd från hyggen, vilket normalt inte tas hänsyn till vid beräkningar av utlakning. Typhalterna för oorganiskt kväve från hygge som baseras på halterna i markvatten kan leda till en viss överskattning, men en viss kompensation sker genom att avrinningen från hygge vanligtvis underskattas i beräkningar av utlakning.

6.4 Samband mellan halter i markvatten och deposition

Figur 6.1 beskriver sambandet mellan halten av oorganiskt kväve i markvatten, baserat på data som beskrivs i Tabell 6.1, och depositionen i form av modellberäknad kvävedeposition till skog i de aktuella områdena. Som jämförelse visas markvattendata från växande skog som är hämtade från IVLs krondroppsnät (Hallgren Larsson et al. 1995).



Figur 6:1. Sambandet mellan oorganiskt kväve (NH₄+NO₃-N) i markvatten och totaldepositionen (torr+ våt) av oorganiskt kväve 1997 skattat enligt MATCH-modellen (samtliga markslag) i växande skog och på hygge. Markvattenhalterna utgör medelvärden för 5 år efter att hygget togs upp.

Resultaten indikerar ett linjärt samband mellan medelhalten av oorganiskt kväve i avrinningen (markvatten, medel för 5 år efter avverkning) från hygge och kvävedepositionen över en depositionsnivå på ca 8 kg N/ha, år (Figur 6.1). Över denna depositionsnivå kan följaktligen typhalter för det extra tillskottet av oorganiskt kväve utöver basflödet beskrivas av detta samband.

Under 8 kg/ha förefaller utlakningen vara tämligen likartad, men på en något högre nivå än från växande skog. En konstant typhalt (0,95 mg N/l) för den extra utlakningen av

oorganiskt kväve i hyggesfasen (fem år) kan därför kompensera för detta i områden med låg/normal kvävedeposition. Typhalten har korregerats för att hyggesfasen i norra Sverige i många fall är längre än fem år.

Resultaten från markvattenstudierna i växande skog ger inget stöd för ett samband mellan bashalten av oorganiskt kväve och kvävedepositionen (Figur 6.1). Det innebär att man inte behöver ta hänsyn till depositionen vid beräkningarna av basutlakning från växande skog eller från hygge.

6.5 Beräkning av utlakning från kalavverkad skog

Baserat på ovanstående data har en beräkningsmodell för den totala utlakningen av oorganiskt kväve från avverkade ytor (basflöde + hyggeseffekt) utvecklats. Den förhöjda utlakningen beräknas vara konstant under 5 år efter det att avverkningen utfördes.

Alternativ 1. Hög kvävedeposition ($N_{\text{dep}} \geq 8$ kg N/ha):

$$\text{Tot-}N_{\text{hygge}} \text{ (kg N/ha,år)} = \text{avrinning} * ([\text{Org-N}]_{\text{typvärde}} + (0.2619 * N_{\text{dep}} - 1.1497)) \quad (1)$$

Alternativ 2. Låg/normal kvävedeposition ($N_{\text{dep}} < 8$ kg N/ha):

$$\text{Tot-}N_{\text{hygge}} \text{ (kg N/ha,år)} = \text{avrinning} * ([\text{Org-N}]_{\text{typvärde}} + [\text{Oorg-N}]_{\text{hygge}}) \quad (2)$$

där

$[\text{Org-N}]_{\text{typvärde}}$ = Typhalt enligt tabell 3.1 (mg N/l)

$[\text{Oorg-N}]_{\text{hygge}}$ = 0.95 mg N/l

N_{dep} = Totaldepositionen av oorganiskt kväve 1997 (kg N/ha,år, MATCH-modellen).

Tabell 6.2 visar en beräkning av kväveutlakning från hyggen i södra Sverige då ovanstående funktioner använts, och då avrinning och kvävedepositionen varierats. Beräkningsmodellen ger rimliga resultat vid en jämförelse med de uppmätta förlusterna på 3,2-20,4 kg kväve per ha och år (medelvärden för 4 år) som uppmätts från hyggen i detta område (Löfgren & Olsson 1990).

Tabell 6:2. Exempel på resultat då ekvation 1 och 2 använts för att beräkna avrinningen av kväve från hyggen i södra Sverige. Tot- N_{hygge} och Oorg- N_{hygge} utgör medelvärde för 5 års förhöjd utlakning.

Avrinning mm	$[\text{Org-N}]_{\text{typvärde}}$ mg N/l	N_{dep} kg N/ha, år	Tot- N_{hygge} kg N/ha,år	Oorg- N_{hygge} kg N/ha, år	$[\text{Oorg-N}]_{\text{hygge}}$ mg N/l
300	0.4	15	9.5	8.3	2.78
600	0.4	25	34.8	32.4	5.40
400	0.4	<8	5.4	3.8	0.95

7. Referenser

- Akselsson, C. & Westling, O. 2001. Nitrogen leakage from clearcuts. Oral presentation at The Second International Nitrogen Conference. 14-18 October, 2001. Potomac, Maryland, USA. Manuscript for submission.
- Akselsson and Westling, O. 2001. Impact of harvest of biofuels on nitrogen fluxes in forests in Sweden. Poster presentation at The Second International Nitrogen Conference. 14-18 October, 2001. Potomac, Maryland, USA. Manuscript for submission.
- Arheimer, B., Brandt, M., Grahn, G., Roos, E. & Sjöö, A. 1997. Modellerad kvävetransport, retention och källfördelning för södra Sverige. Underlagsrapport till Naturvårdsverkets uppdrag om Kväve från land till hav. SMHI RH nr 13. 78 pp.
- Dise, N.B. & Wright, R.F. 1995. Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *Forest Ecol. Man.* 71:153-161.
- Dise, N.B., Matzner, E. & Forsius, M. 1998. Evaluation of organic horizon C:N ratio as an indicator of nitrate leaching in conifer forests across Europe. *Environ. Bull.* 102(S1):453-456.
- Gundersen, P., Callesen, I. & de Vries, W. 1995. Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *Forest Ecol. Man.* 71:153-161.
- Hallgren Larsson E., Knulst, J., Malm, G. & Westling, O. 1995. Deposition of acidifying compounds in Sweden. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 2271-2276.
- Johnsson, H. & Hoffman, M. 1996. Normalutlakning av kväve från svensk åkermark 1985 och 1994. Avd. för vattenvårdslära, SLU, teknisk rapport 27.
- Kenttämies, K. 1998. The effects of modern boreal forestry practices on waters. In J. Kajander (Ed.) XX Nordic Hydrological Conference, NHP report 44, Vol I:142-162.
- Kortelainen, P., Saukkonen, S. & Mattsson, T. 1997. Leaching of nitrogen from forested catchments in Finland. *Global Geochem. Cycles*, 11:627-638.
- Lundmark, A. 1999. Influence of Clearfelling and Mechanical Site Preparation on Streamwater Discharge and Chemistry in central Sweden. Stencil, Inst. f skoglig marklära, SLU, Uppsala.
- Löfgren, S. & Olsson, H. 1990. Tillförsel av kväve och fosfor till vattendrag i Sveriges inland. Underlagsrapport till Hav'90. Naturvårdsverket rapport 3692. 100 pp.
- Nohrstedt, H.-Ö. 1993. Den svenska skogens kvävestatus. SkogForsk. Redogörelse nr 8, 40 pp.
- Ring, E. 2001. Nitrogen in soil water at five nitrogen-enriched forest sites in Sweden. Doktorsavhandling, Inst. f. Markvetenskap, SLU, Agraria 267.
- Westling, O., Löfgren, S. & Akselsson, C. 2001. Arealförluster från skogliga avrinningsområden i Västra Götaland. Skogsstyrelsen rapport 2, 78 pp.
- Wiklander, G., Nordlander, G. & Andersson, R. 1991. Leaching of nitrogen from a forest catchment at Söderåsen in southern Sweden. *Water Air Soil Poll.* 55:263-282.
- Örlander, G., Langvall, O., Petersson, P. och Westling, O. 1997. Arealförluster av näringsämnen efter riståkt och markberedning på sydsvenska hyggen. SLU Inst. för sydsvensk skogsvetenskap, Alnarp. Arbetsrapport 15.