



Skov & Landskab

Skovbrugsserien
nr. 34 - 2003

Grundvand fra skove - muligheder og problemer

Karsten Raulund-Rasmussen & Karin Hansen (red.)





Grundvand fra skove - muligheder og problemer

Karsten Raulund-Rasmussen & Karin Hansen (red.)

Rapportens titel

Grundvand fra skove - muligheder og problemer

Redaktører

Karsten Raulund-Rasmussen og Karin Hansen

Udgiver

Skov & Landskab

Serietitel, nr.

Skovbrugsserien nr. 34-2003

Ansvarshavende redaktør

Niels Elers Koch

Dtp

Inger Grønkjær Ulrich

Bedes citeret

Forfatter. Kapitletitel. I: Grundvand fra skove - muligheder og problemer. Raulund-Rasmussen, K. & Hansen, K. (eds.). Skovbrugsserien nr. 34, *Skov & Landskab*, Hørsholm, 2003. 122 s. ill.

ISBN

87-7903-164-1

ISSN

0907-0346

Tryk

Kandrup's Bogtrykkeri, 2100 København Ø

Oplag

600 eks.

Pris

200 kr. inkl. moms

Forsidefoto

Flemming Rune

Lars Holm Rasmussen

Ingeborg Callesen

Gengivelse er tilladt med tydelig kildeangivelse

I salgs- eller reklameøjemed er eftertryk og citering af rapporten samt anvendelse af *Skov & Landskab's* navn kun tilladt efter skriftlig tilladelse.

Rapporten kan bestilles på

www.SL.kvl.dk

Rapporten kan købes ved henvendelse til

Samfundslitteratur KVL-bogladen

Thorvaldsensvej 40

DK-1871 Frederiksberg C

Tlf. 3535 7622

Fax 3535 2790

E-mail dsr-boghandel@dsr-boghandel.dk



Forord

Formålet med denne rapport er at sammenfatte vores nuværende viden om grundvandsdannelse under skove. Vi beskriver det kvantitative aspekt af grundvandsdannelse, den kemiske sammensætning af det vand, som forlader skovøkosystemet, hvordan udnyttelse af grundvandet under skove vil påvirke skovenes produktivitet, sundhed og biodiversitet, samt hvilke økonomiske og juridiske forhold der er i relation til udnyttelse. Sammenfatningen er lavet på baggrund af interessen for indvinding af grundvand under skovene, da skovene anses at være en beskyttende arealanvendelse af grundvandet. Målgruppen er danske skovejere og deres administratorer, planlæggere indenfor den offentlige sektor og vandværksbranchen.

I forbindelse med denne sammenfatning er der ikke udført selvstændig forskning. Viden er derimod tilvejebragt gennem adskillige forskningsprojekter udført de sidste 10-15 år hovedsageligt ved *Skov & Landskab* og det tidligere Forskningscentret for Skov & Landskab. Desuden er der bidrag fra Kemisk Inst. på Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole, Dansk Hydraulisk Institut og Dansk Skovforening. Indholdet i de enkelte kapitler er blevet fremlagt på et en-dags seminar „Grundvand fra skove - muligheder og problemer“ i januar 2003, hvor det blev diskuteret, og de skriftlige bidrag er efterfølgende blevet opdateret. Der henvises i kapitlerne til den primære litteratur. Udenlandsk litteratur indgår kun i det omfang, det vurderes nødvendigt.

Rapporten består af 10 kapitler som alle kan læses uafhængigt af hinanden. Forfatterne af de enkelte kapitler er ansvarlige for indholdet. Udvalgelsen af emner er foretaget af redaktørerne. Rapporten indledes med et sammendrag.

Rapporten er finansieret af Produktudviklingsordningen for skovbrug og træindustri og *Skov & Landskab*.

Karsten Raulund-Rasmussen
Forskningschef, ph.d.

Karin Hansen
Seniorforsker, ph.d.

Indhold

Forord	3
Indhold	5
Sammendrag	7
Indledning	11
Nedsivning til grundvand under skove	13
<i>Annemarie Bastrup-Birk, Per Gundersen og Karin Hansen, Skov & Landskab</i>	
Nitrat i vand under skove	31
<i>Per Gundersen, Inger Kappel Schmidt, Karin Hansen, Lars Bo Pedersen og Lars Vesterdal, Skov & Landskab</i>	
Forsuring og mobilisering af metaller, med vægt på skovrejsning og cadmiumudvaskning	61
<i>Karsten Raulund-Rasmussen, Skov & Landskab, Martin K. Andersen, og Hans Chr. Bruun Hansen, Kemisk Institut (KVL)</i>	
Anvendelse af pesticider i skovbruget og potentiel nedsivning til grundvandet	69
<i>Lars Bo Pedersen, Torben Riis-Nielsen og Niclas Scott-Bentsen, Skov & Landskab</i>	
Kloroform i vand fra skove	77
<i>Christian Grøn, DHI-Institut for Vand og Miljø, Frank Latarnus, Linköpings Universitet, Thomas Borch, Stanford University og Kim F. Haselmann, Syddansk Universitet</i>	
Toksiske naturstoffer - »naturlig« forurening af drikkevand	87
<i>Lars Holm Rasmussen og Hans Christian Bruun Hansen, Kemisk Institut (KVL)</i>	
Vandindvinding i skov - nuværende omfang og fremtidige muligheder	93
<i>Ingeborg Callesen, Skov & Landskab</i>	
Grundvandsudnyttelse - påvirkning af skovtræers vækst og sundhed	97
<i>Ingeborg Callesen, Skov & Landskab</i>	
Vandstandsændringers effekt på biodiversiteten	105
<i>Flemming Rune, Skov & Landskab</i>	
Økonomiske perspektiver ved udnyttelse af grundvand fra skovene	111
<i>Bo Jellesmark Thorsen, Skov & Landskab og Hans Maltha Hedegaard, Dansk Skovforening</i>	

Sammendrag

Nedsivning til grundvand under skove

Nedsivning fra skovene kan beregnes ved anvendelse af vandbalancemodeller. En sådan beregning kræver klimadata, viden om de jordfysiske forhold og om vegetationen. Kun cirka en tredjedel af nedbøren, der falder over skoven, bidrager til nedsivningen idet op til to tredjedel af nedbøren fordamper igen. Fordampningen sker gennem bladene (transpiration), fra vegetationens overflade (interception) og fra jordoverfladen. Det nedsivende vand vil enten strømme via dræn, åer og vandløb til havet eller bidrage til ny grundvandsdannelse. Generelt er nedsivningen mindre fra skov end fra hede- og landbrugsarealer og større fra løvskov end fra en nåleskov. For en nedbør på 900 mm/år blev der på sandjord beregnet en reduktion i nedsivning på hhv. 90 mm/år for eg og 200 mm/år for rødgran sammenlignet med landbrug. Sammenligning af jordtyperne viser, at nedsivningen er lidt lavere på lerjord end på sandjord. En sammenligning af nedsivning mellem landbrug og skove bør tage drænen i betragtning, idet dræn reducerer nedsivningen til de dybere jordlag med op til 45%. Tilplantning af skov på landbrugsjord vil imidlertid med tiden betyde, at drænsystemerne falder sammen og dermed en øget nedsivning, som i mange tilfælde anslås at kunne opveje det øgede fordampningstab fra skovene i forhold til landbrug. Hugst og renafdrift nedsætter fordampningstab og øger nedsivningen. En efterfølgende nyplantning vil igen reducere nedsivningen inden for få år, men det kan tage op til 20 år før nedsivningen når det oprindelige niveau. I oplande, hvor grundvandsmængden er begrænset, eller hvor vandløbenes vandføring er lav, er det relevant at tilpasse skovdrift og evt. skovrejsning så nedsivningen bliver størst mulig. De danske resultater viser, at et højt bidrag til grundvandsdannelse opnås ved at plante lysåben løvskov. Det anbefales at vurdere effekter af ændret nedsivning og drænenes evt. forfald i forbindelse med ændringer i skovdrift og skovrejsning.

Nitrat i vand under skove

Nitratudvaskningen fra skove er væsentligt lavere end fra landbrugsarealer. På ca. 70% af skovarealet er nitratudvaskningen ubetydelig. Forhøjede nitratkoncentrationer forekommer på 20% af skovarealet, mens grænseværdien for drikkevand er overskredet i vand under rodzonen på ca. 10% af skovarealet. Høje koncentrationer kan forekomme lokalt i områder med høj ammoniakfordampning fra husdyrbrug. Luftforurening med kvælstof kan øge udvaskningen især på de lidt bedre jorde og på gammel landbrugsjord. Udvasningen kan være betydelig i en periode efter renadrift og stormfald eller i nye kulturer på landbrugsjord, men når træer og bundvegetation er veletableret efter 3-5 år falder udvaskningen stort set til nul. Træerne har et stort kvælstofbehov indtil kronen er sluttet efter 15-20 år, hvor efter udvaskningen kan stige igen. Driftsformer med kontinuert skovdække f.eks. skærmforyngelse vil kunne reducere den del af nitratudvaskningen, der hænger sammen med skovdriften.

Forsuring og mobilisering af metaller, med vægt på skovrejsning og cadmiumudvaskning

Skovjorde er ofte sure i de øverste jordlag med pH ned til 3-4. Det skyldes en naturlig produktion af syrer i skovøkosystemet, og at disse ikke neutraliseres ved kalkning som i landbruget. Surheden aftager normalt med dybden. På sandjorde med ringe bufferevne kan pH være lav (4-5) helt ned til grundvandet. Problemet med sure jorde i relation til grundvand er, at opløseligheden af en række metaller øges ved faldende pH. Flere af disse metaller er skadelige, og der er fastsat maksimalkoncentrationer i drikkevand. Således øges koncentrationen af opløst aluminium kraftigt, når pH er lavere end 5, og i en række boringer først og fremmest i Syd- og Vestjylland har man konstateret koncentrationer af aluminium over det tilladte. Ved skovrejsning på tidligere landbrugsjord har man konstateret et forholdsvis hurtigt fald i pH. Dette har ført til hypoteser om øget koncentration af opløst cadmium, der ligesom aluminium bliver mobilt ved pH lavere end 5. Med til hypotesen hører også, at mange landbrugsjorde har øget indhold af cadmium i jorden, idet cadmium især tidligere blev tilført som forurening sammen med fosforgødning og med slam. Modelberegninger sandsynliggør, at problematiske koncentrationer kan nås i det vand der forlader rodzonen fra jorde, som er sure helt til grundvandet, hvis de samtidig har et højt indhold af cadmium. Disse lokaliteter udgør kun en mindre del af potentielle skovrejsningsjorde. Jordbundsforsuringen er mindre under løvskov end under nåleskov, og mobiliseringen vil også være mindre under løvtræer. Dette forhold anbefales inddraget især på problematiske lokaliteter.

Anvendelse af pesticider i skovbruget og potentiel nedsivning til grundvandet

Forurening af grundvandet med pesticider har de sidste 10-15 år haft et stadig større politisk og forvaltningsmæssigt fokus. Indenfor skovbruget anvendes pesticider først og fremmest i kulturfasen samt på pyntegrønt- og skovrejsningsarealer. Forbruget må dog generelt betragtes som yderst beskedent i forhold til det øvrige jordbrug. I statsskovbruget er forbruget faldet markant efter iværksættelsen af pesticidstrategien. Det er der intet, der tyder på i det private skovbrug, hvor forbruget af glyphosat ser ud til at vokse på bekostning af andre forbudte midler. Generelt vurderes belastningen af grundvandet med pesticider under skove at være minimal.

Kloroform i vand fra skove

Kloroform er en naturlig del af det organiske stofs kredsløb i danske skove, og derfor vil stoffet være at finde i jorden, i jordluften og i grundvandet, uden at der nødvendigvis er tale om en forurening. I forhold til kravene til drikkevand og muligvis sundhedsmæssigt er den naturlige kloroformproduktion i skovjorden et problem, men ikke i forhold til belastningen af det globale miljø med kloroform. "Naturligt" kloroform i grundvand bør tages i betragtning ved forureningsundersøgelser, ved beslutning om skovrejsning og ved fastlæggelse af grænseværdier. Risikoen for, at der en specifik kilde til kloroform i grundvandet, skal altid inddrages.

Toksiske naturstoffer - »naturlig« forurening af drikkevand

Planter, svampe og andre organismer indeholder ofte stoffer, der er giftige

overfor dyr og mennesker. Således producerer svampen *Aspergillus flavus* de i fødevarer meget frygtede aflatoxiner, mens ørnebregnen producerer det akut toksiske og ekstremt kræftfremkaldende stof ptaquilosid. En række af disse toksiske naturstoffer er ganske velundersøgt på grund af deres potentielle forekomst i fødevarer eller som aktivstoffer i farmaceutiske produkter. Mindre velundersøgt er dog de potentielle negative miljømæssige konsekvenser af de toksiske naturstoffer. Undersøgelser af ptaquilosid har dog med tydelighed vist, at de toksiske naturstoffer kan være af miljømæssig betydning, da ptaquilosid findes i store mængder i hele bregnen - op til 5 kg ptaquilosid kan der findes i den overjordiske biomasse på en hektar med ørnebregner i Danmark. Ptaquilosid har endvidere også vist sig at kunne vaskes ud af bregnen til jordbunden, hvor ptaquilosid er meget mobilt. Ptaquilosid er således også fundet i jordvand under ørnebregner, og kan derved udgøre en trussel mod kvaliteten af det danske drikkevand. Disse undersøgelser viser klart at toksiske naturstoffer kan true de danske vandressourcer, og er en faktor der må tages i betragtning ved vurdering af områdets egnethed til produktion af drikkevand.

Vandindvinding i skov – nuværende omfang og fremtidige muligheder

Grundvandet fra skovene udnyttes tilsyneladende allerede i et omfang, der svarer til skovens arealandel på landsbasis. Fordelingen er ikke jævn, idet borerne er koncentreret om de større byer. Områder med høj grundvandsdannelse har lav befolkningstæthed, og mængden af skovboringer er ligeledes lav i disse områder. Planlægning af grundvandsindvinding bør foretages med udgangspunkt i helhedsvurderinger indenfor afstrømningsoplande. Det har ingen betydning, om kildepladsen ligger inde i skoven. Det er derimod vigtigt, om det magasin, der pumpes fra, har indflydelse på grundvandstanden i skoven, især i de våde skovbiotoper. Indenfor højtudnyttede afstrømningsoplande bør hensyn til sårbare, våde skovbiotoper veje tungt ved planlægning af nye anlæg og borer. En mere jævn udnyttelse af grundvandet kan måske reducere de negative virkninger, der observeres nogle steder. Skove uden værdifulde våde biotoper, nyere skove og skove, der plantes i fremtiden, kan i en helhedsvurdering vise sig at være de bedste alternativer ved en forøget udnyttelse af grundvand under skove.

Grundvandssudnyttelse – påvirkning af skovtræers vækst og sundhed

Træers vækst afhænger af den tilgængelige vandmængde. Grundvandsindvinding påvirker formodentlig ikke træers vækst og sundhed i hverken positiv eller negativ retning på højbundsjorde. Tilvæksttab på grundvandsnære sandjorde formodes at forekomme, men det er svært at dokumentere. På tørvejorde kan sænkning af vandspejlet øge væksten, men destabilisere bevoksninger, hvis tørven omsættes og røddernes forankring forsvinder.

Vandstandssænkningers effekt på biodiversiteten

Vandstandssænkninger kan på lavbundsjorde og omkring vandløb have afgørende effekt på biodiversiteten. Hvor grundvandet er i kontakt med træernes rødder, er grundvandstanden afgørende for træernes etablering,

fordeling og indbyrdes konkurrence på arealet, og få decimeters ændring af grundvandsspejlet kan ændre disse forhold helt. Når vandstanden sænkes, er naturligt træløse vådområder i fare for hurtig tilgroning med især gran og birk. I løbet af 1800-tallet lykkedes det således at reducere de østdanske skoves vådområdeareal fra 20-25 % til blot 3-4 %. Mineralisering af tørv, beskygning og øget førnetilførsel fra nålenedfald kan i løbet af et par årtier helt ændre en naturlig mosevegetationsmosaik til en næsten vegetationsløs nåleskovbund. Genopretning af naturværdierne i tørlagte og ikke naturligt træbevoksede moser er vanskelig og tidskrævende, og den kræver frem for alt en stor, fornyet vandtilførsel. På jorde, hvor grundvandsstanden ligger inden for røddernes rækkevidde, vil der således kunne forventes en betydelig effekt af grundvandsoppumpning, ligesom der vil kunne forventes reduceret vandføring i åer og vandløb

Økonomiske perspektiver ved udnyttelse af grundvand fra skovene

Udnyttelse af grundvandet under de danske skove kan være forbundet med en række økonomiske og juridiske problemstillinger. Potentialet for vandværkerne ved øget indvinding under skove knytter sig til fremtidige besparelser på afværgeforanstaltninger i forbindelse med forurenede kildepladser i agerlandet. Omkostningerne til dette kan variere fra ganske få til over 20 kr/m³. Fordi nogle skovdriftstiltag forbedrer, mens andre forringer grundvandsproduktion- og kvalitet kan skovejeren tilbyde vandværker at undlade eller ændre visse tiltag i vandindvindingsområder. En række af disse driftstiltag indebærer økonomiske omkostninger for skovejeren. Kapitlet illustrerer dette i et par konkrete tilfælde, der indebærer tabstørrelser i størrelsesordenen 200 kr./ha og år og opefter. Det er derfor relevant at overveje en kompensation af skovejeren, hvis der indgås aftale om driftsændringer. Derudover diskuteres forskellige overvejelser omkring evt. kontrakt-design, samt en række juridiske og skattemæssige spørgsmål.

Indledning

Grundvandet i Danmark er en formidabel ressource til drikkevand. Rent drikkevand i tilstrækkelige mængder var indtil for få årtier siden en selvfølge. Lukning af en række drikkevandsboringer i de seneste 20 år på grund af forurening med miljøfremmede stoffer eller nitrat har dog sat fokus på drikkevandskvaliteten i Danmark. Forureningstruslerne er knyttet til arealanvendelsen, f.eks. finder man forhøjede mængder af kemikalier under gamle og nye industrigrunde og forhøjet nitratkoncentration og pesticidrester fra intensiv landbrugsdrift i det åbne land.

For at undgå disse forureninger i grundvandet taler man i disse år om at flytte dele af vandindvindingen til arealer, hvor forureningstruslerne er få, f.eks. til skovene. Belastningen med antropogene forureninger anses for at være betydelig mindre under skovbevoksninger, og skov betragtes derfor som en grundvandsbeskyttende foranstaltning. Fremtidens rene grundvand skal således måske findes under skovene. Skovrejsning på tidligere landbrugsjord fremhæves desuden som et vigtigt instrument i drikkevandsbeskyttelsen.

I amternes regionplaner er der i dag udlagt områder af særlig betydning for vandindvinding - områder med særlige drikkevandsinteresser. De særlige drikkevandsinteresser er knyttet til områder med stort behov for drikkevand, som f.eks. store dele af Sjælland og Fyn samt områder omkring de større byer i Jylland. Inden for disse områder gælder forskellige former for begrænsninger af arealanvendelsen, ligesom der kan opnås tilskud til skovrejsning. Og interessen for skovrejsning har været stigende siden Vandmiljøplan II blev vedtaget i 1998.

Det er dog et spørgsmål om grundvandet under skove generelt kan betragtes som en reserve og om udnyttelse heraf kan ske uden problemer. En række forhold vedr. skovdyrkningen spiller ind såvel på mængden af grundvand der dannes, som på kvaliteten af vandet. Endvidere vil indvinding og udnyttelse af grundvand under skovene formodentlig give anledning til en række effekter i skovøkosystemet. Mange vandløb og vådområder næres af grundvand fra skovene, og hvis en evt. indvinding medfører større permanent sænkning af grundvandsspejlet og en dræning af overfladevandet i skovene, kan man let komme i konflikt med andre interesser.

Nærværende rapport gennemgår grundvandsdannelsen under skov og skovdriftens, herunder specifikt træartsvalgets, betydning for grundvandsdannelsen diskuteres. Hvor det er relevant sammenlignes forholdene under skov med forholdene under landbrugsjord. Vores viden om grundvandets kvalitet og dets belastning med nitrat, pesticider, tungmetaller og forsurening sammenfattes, og i videst muligt omfang gives anbefalinger for skovdyrkning i relation til belastningen af det dannede grundvand. De foreløbige erfaringer med indvinding af grundvand under skovene beskrives. Som

følge af indvindinger under skovene og ændret grundvandsspejl beskrives den ændrede vandføring i skovvandløb og vandstand i skovsøer og dennes mulige indflydelse på den biologiske mangfoldighed i skovøkosystemerne og på skovens produktion og trivsel. Afslutningsvis, gennemgås de økonomiske, juridiske og aftalemæssige aspekter i forbindelse med indvinding af grundvand under skovene.

Nedsivning til grundvand under skove

Annemarie Bastrup-Birk, Per Gundersen og Karin Hansen, Skov & Landskab

Grundvandsudbyttet fra skovområder kan være mindre end fra lave vegetations typer, som f.eks. græs og korn i landbrugsområder. Forskellen skyldes især at en betydelig del af nedbøren bliver hængende i trækrone og fordamper, når en regnbyge er slut. Omtrent 2/3 af nedbøren fordamper enten fra vegetationen eller fra jordoverfladen. Resten, der ofte kaldes nettonedbøren, siver gennem jorden til vandløb eller grundvand. Det er især nedbørens størrelse, der bestemmer, hvor meget vand der er til rådighed til dannelse af grundvand. Hvor stor en del af nedbøren, der reelt ender i grundvandet, afhænger af nedbørens fordeling over året, jordbundsforhold, vegetationstype, dækningsgrad og dræningsystemer.

Dette kapitel handler om vandets kredsløb i forhold til skovbevoksninger. Skove indgår ofte kun som en mindre del af arealanvendelsen i et opland til et vandløb eller en grundvandsboring. Kapitlet beskriver vandets kredsløb i selve bevoksningen og i de øverste par meter af jorden under rodzonen. Hvad der sker med vandet i jorden længere nede, er uafhængig af arealanvendelsen. Her vil lokale forhold som jordbund, geologi og topografi være afgørende for, hvor stor en del af nedsivningen der bidrager til grundvandsdannelsen. Resultater fra danske undersøgelser af nedsivning i skov sammenfattes og sættes i perspektiv. Hvordan påvirker skovene vandets kredsløb og hvordan ændres grundvandsdannelsen ved skovrejsning?

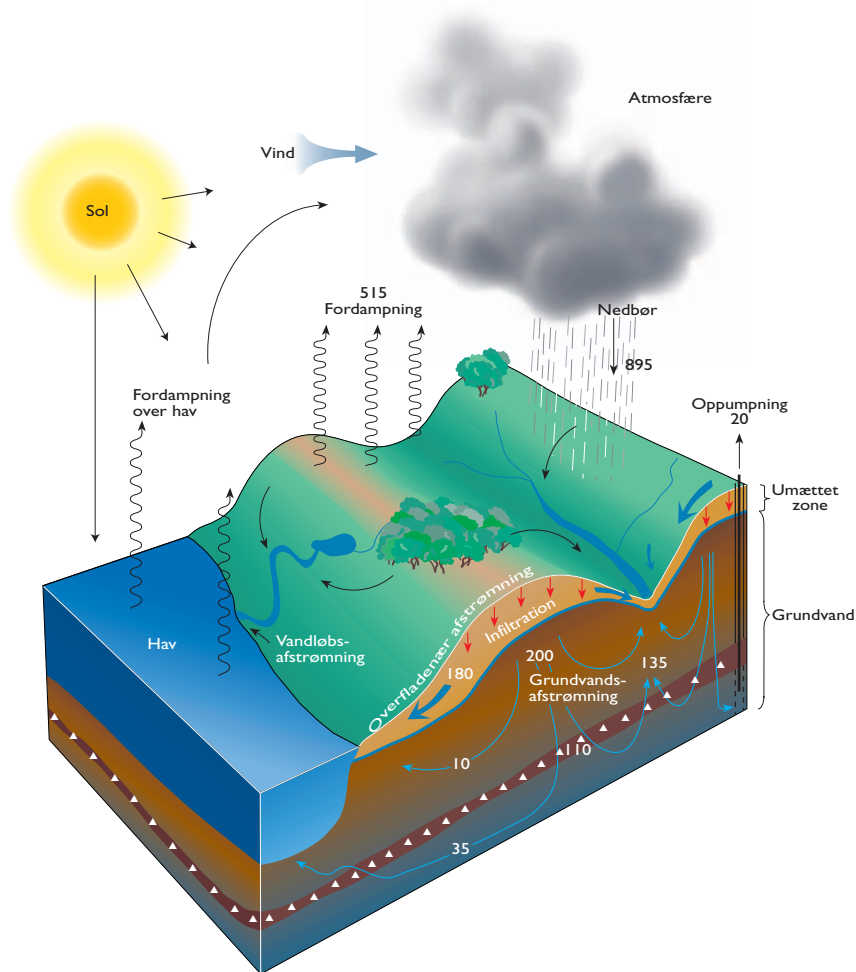
Vandkredsløb i skoven

Vandet i naturen er i vedvarende cirkulation drevet af solens energi og tyngdekraften (figur 1). For Danmark som helhed fordamper omtrent 2/3 af den nedbør, der falder over land. Det mest af den resterende 1/3 strømmer gennem de øverste jordlag (evt. gennem dræn) og ud i vandløb og søer som overfladenær afstrømning eller ned til grundvandet. Kun en lille del af nedbøren bliver til egentlig nyt dybere grundvand, ca. 100-200 mm/år i Jylland og 20-40 mm på Øerne (Henriksen, 2001). En omfattende beskrivelse af vandets kredsløb i Danmark findes i Refsgaard m.fl. (2003). Det er vanskeligt at måle fordampning og nedsivning i skove direkte. Derfor beregnes disse størrelser indirekte ud fra en række meteorologiske målinger. Til dette formål opstiller man en simpel vandbalance for økosystemet.

Vandbalance:

$$\text{Nedbør (N)} = \text{Fordampning (I+E+T)} + \text{Afstrømning (A}_0\text{)} + \text{Nedsivning (P)} + \Delta S$$

En del af nedbøren (N) opfanges på træernes blade og bark og fordamper. Dette kaldes interception (I). Resten falder igennem trækrone som gennemdryp, eller løber ned langs stammen som stammeløb. Noget vand vil fordampe direkte fra jorden (evaporation, E), mens en noget større del optages i planterne gennem rødderne og fordamper fra bladene gennem spal-



Figur 1. Vandets kredsløb med typiske vandbalancetal i mmlår for et område i Danmark (Refsgaard m.fl., 2003). En stor del af nedbøren fordampes eller afstrømmer overfladenært, og kun en begrænset del bliver til dybere grundvand, der kan udnyttes i vandforsyningen. Figur fra Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse (GEUS).

teåbningerne (transpiration, T). På skrånede arealer kan noget vand evt. strømme væk fra skovbunden som overfladeafstrømning (A_0). Vand tilbageholdes i jorden, eller siver ned mod grundvandet (perkolation, infiltration eller nedsivning, P). ΔS er ændringen af vandindholdet i rodzonen indenfor det tidsrum, hvor man beregner vandbalancen.

Ledene i vandbalancen kan beregnes mere eller mindre præcist i en vandbalancemodel alt efter tilgængeligheden af data. Minimumdata for en beregning af vandbalancen er nedbør, lufttemperatur og plantetilgængelig vandmængde i jorden. Målinger af vandindholdet i jorden anvendes til kalibrering og validering af modellen. I de følgende afsnit gennemgår vi de enkelte led i vandbalancen og beskriver hvilke forhold, der påvirker størrelsen af disse faktorer geografisk over landet og imellem forskellige arealanvendelser og skovbevoksninger.

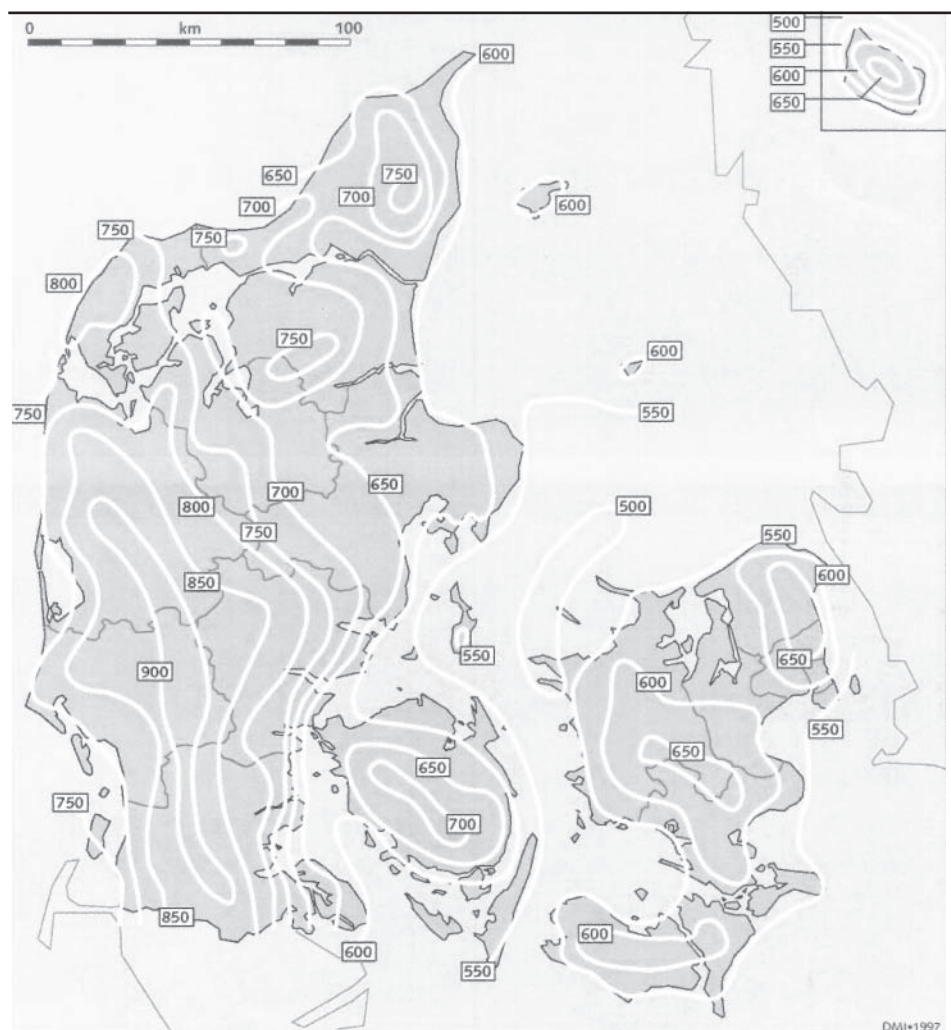
Nedbør

Nedbør (regn og sne m.m.) er karakteriseret ved stor rumlig og tidlig variation. Figur 2 viser den regionale fordeling af normalnedbøren i Danmark i perioden 1961-1990. Nedbørens rumlige fordeling er stabil med et

maksimum i det sydvestlige Jylland (900 mm pr. år) og et minimum i den nordlige del af Storebæltsregionen (500 mm pr. år). Den rumlige fordeling af nedbøren afhænger af terrænets topografi. Den jyske højderyg har således en betydning. Selvom den synes nok så lille, vil luften blive løftet tilstrækkeligt til vejr til at give en forøgelse af nedbøren. Det vil ske på vindsiden, eller vestsiden, da de fleste regnvejr kommer ind fra vest. Nedbøren er lavest om foråret, hvor de tørreste måneder er februar og maj. Omvendt falder der mest nedbør i sensommeren og efteråret fra august til november, hvor november ofte er mest våd. Nedbøren falder både som byger og mere sammenhængende regn i forbindelse med passage af lavtryk.

Der er fremsat teorier om at skov øger nedbøren i et område i forhold til åbne arealanvendelser. I udenlandske undersøgelser er der målt øgede nedbørsmængder på 3-5% af årsnedbøren over skov på store arealer i fladt terræn (Shiklomanov & Krestovsky, 1988). Der er ikke lavet tilsvarende undersøgelser i Danmark, men generelt er skovarealerne små og spredte i det åbne land, hvorfor en sådan effekt vil være vanskelig at registrere.

I løbet af de sidste 100 år er årsnedbøren i Danmark steget med ca. 100 mm (Nielsen & Cappelen, 2001). Der har desuden været en svag stigning i nedbørsintensitet. I de seneste opgørelser fra Danmarks Meteorologiske



Figur 2. Fordelingen af normalnedbør i Danmark i perioden fra 1961-1990 (Frich m.fl., 1997).

Institut (DMI), anvender man en ny nedbørskorrektion, der medfører at nedbørsmængder forhøjes med 15% (Vejen m.fl., 1999). Dette ændrer ikke på fordelingen af nedbøren i Danmark, men bidrager sammen med stigningen i nedbør til at nedbøren i den seneste tiårsperiode (1990-2000) var væsentligt højere end vist i figur 2, nemlig mellem 800 mm pr. år på Øerne og 1100 mm pr. år i Jylland. Beregninger med klimamodeller forudsiger, at nedbørsmængden i Danmark også vil stige i løbet af de næste 100 år som følge af global opvarmning (DMI, 1999). Det er forudsat, at der vil være en lille tendens til mere tørre somre og hyppigere forekomst af kraftig nedbør.

Fordampning: interception, evaporation og transpiration

Tab af vand fra en skov forekommer ved fordampning som finder sted fra fugtige bladoverflader (interceptionstab, I), direkte fra jordoverfladen (evaporation, E) og som transpiration (T) fra træerne gennem bladenes/nålenes spalteåbninger (stomata og kutikula). De tre processer forekommer samtidigt. Interceptionstabet kan måles, mens det kan være vanskeligt at adskille evaporation og transpiration, hvorfor den samlede proces ofte betegnes evapotranspiration.

Fordampningen fra en vegetation afhænger først og fremmest af klimafaktorer som solindstråling (energi), temperatur, luftfugtighed og vind. Ud fra disse klimafaktorer beregner man en referencefordampning (potentiell fordampning), der er defineret som den klimatisk betingede maksimale vandfordampning fra et areal med en kortklippet græs, der er velforsynet med vand (fx Refsgaard m.fl., 2003). Referencefordampning varierer mellem 500-600 mm/år i Danmark (figur 3), hvilket svarer til nedbøren i de tørre egne (figur 2).

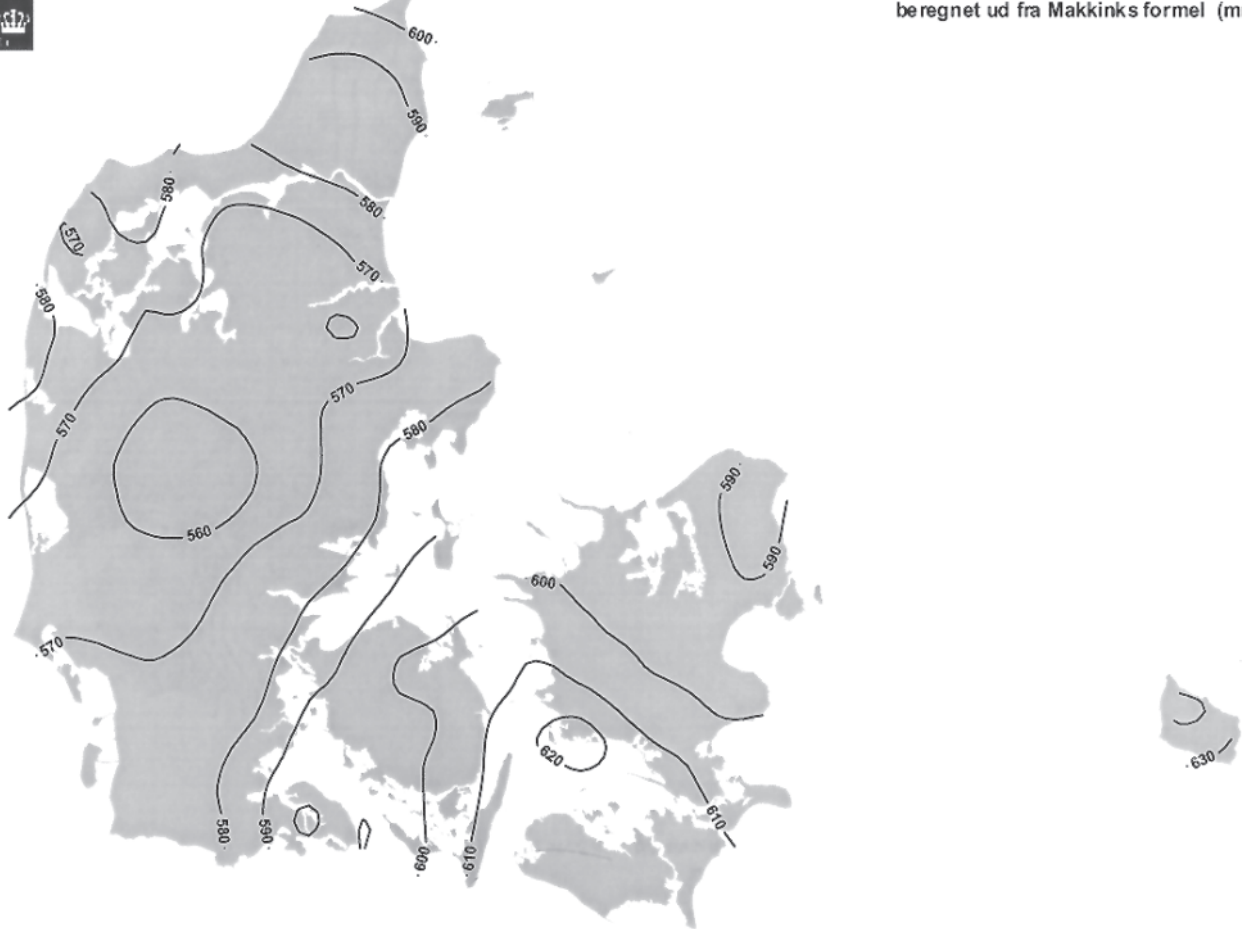
Den aktuelle fordampning (dvs. den fordampning der reelt finder sted fra vegetationen) er mindre end referencefordampningen, fordi der sjældent er optimal vandforsyning gennem vækstsæsonen. Den aktuelle fordampning i Danmark udgør i gennemsnit omkring 80% af referencefordampningen eller ca. 450 mm/år (baseret på data i Plauborg m.fl., 2002). I skov er den aktuelle fordampning højere og nærmer sig i løvskov referencefordampningen (Ladekarl, 2001), mens den i nåleskov kan være over referencefordampningen (Scharling & Kern-Hansen, 2002).

De vigtigste forskelle i denne sammenhæng mellem skov og andre vegetationstyper er skovens større højde og ruhed samt større overflade (blade/nåle, grene og stammer). Det betyder for det første, at luftbevægelsen er mere turbulent over skove, hvilket reducerer den aerodynamiske modstand mod fordampning. For det andet fanges en betydelig del af nedbøren af vegetationsoverfladerne og fordamper herfra uden at ramme jorden (interception). Træernes bladoverflade kan være 2-12 m² per m² jordoverflade. Den maksimale mængde nedbør, der kan tilbageholdes på disse overflader i trækronen (kronekapaciteten), varierer mellem 0,5 og 2 mm, og for nedbør der falder som sne mellem 2 og 6 mm (Rutter, 1975). Kronekapaciteten afhænger af træarten, træalderen og for løvtræer af årstiden. I løvskov er kronekapaciteten 50-65% større med blade om sommeren end om vinteren (Rutter, 1975).



POTENTIEL FORDAMPNING - ÅRSMIDDEL 1990-2000

beregnet ud fra Makkink's formel (mm)

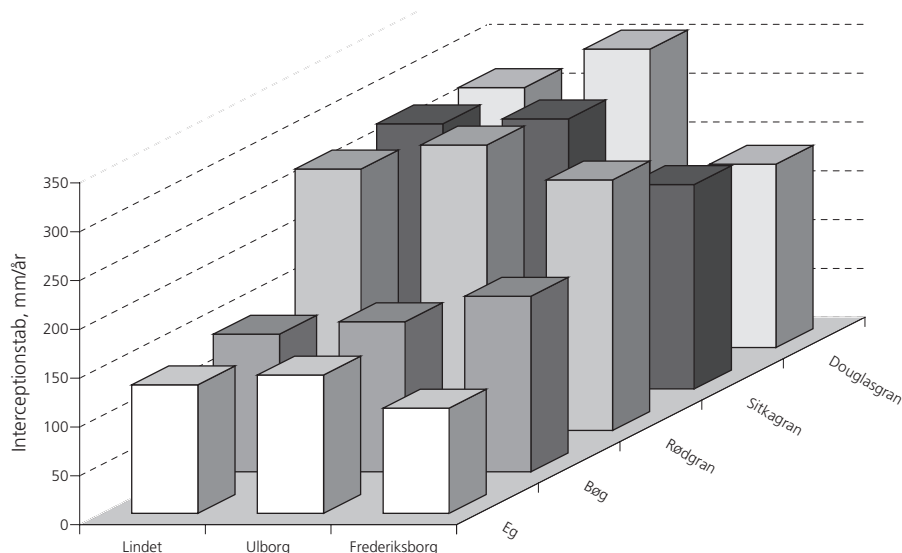


Figur 3. Referencefordampning i Danmark i perioden 1990-2000 (Scharling og Kern-Hansen, 2002).

Fordampning via interception (interceptionstabet) kan måles som forskellen mellem nedbøren og den vandmængde, der når jorden som gennemdryp og evt. stammeløb. Interceptionstabet afhænger ud over kronekapaciteten af nedbørsmængde, -intensitet og -hyppighed. Små kortvarige byger med lav nedbørsintensitet når aldrig jordoverfladen.

Interceptionstabet er størst i nåletræer, idet nålene tilbageholder en film af vand på deres overflade hele året. Samtidige målinger i 5 træarter på 3 lokaliteter illustrerer tydeligt forskellen mellem løv- og nåleskov (figur 4). På tværs af lokaliteter var interceptionstabet 145 mm/år i løvskov men 260 mm/år i nåleskov. Stammeløb er ikke indregnet, hvilket især har betydning i løvskov, hvorfor interceptionstabet i løv reelt er lidt lavere end figur 4 viser. På den anden side er løvtræerne noget mindre end nåletræerne, da de undersøgte bevoksninger alle er 30 år, hvilket kan bidrage til at gøre forskellen mellem løv og nål større end man vil se i skove generelt. Interceptionstabet var lidt lavere på Frederiksborg, hvor det regner mindre.

Evt. underskov bidrager yderligere til interceptionstabet. Fordampning fra jordoverfladen er derimod lille i forhold til tabet ved interception. Ladekarl (2001) angiver, at fordampningen fra jordoverfladen i en dansk egeskov udgør mellem 50 og 80 mm om året og endnu mindre under nåletræer.



Figur 4. Interceptionstab (nedbør – gennemdryp) 1995-96 i 5 træarter på tre lokaliteter (level II skovovervågning). Alle bevoksninger var godt 30 år. Gennemdrypsmængden var 647, 698 og 584 mm/år på henholdsvis Lindet, Ulborg og Frederiksborg (data fra Hansen, 2003).

Transpirationen er den fordampning, der sker via vandtransport fra rødderne gennem træet og ud af spalteåbningerne. Den varierer ligeledes mellem vegetations- og skovtyper. Tabel 1 samler transpirationsværdier målt under sammenlignelige klimaforhold i Europa. Der synes ikke at være væsentlig forskel i transpiration mellem løv- og nåleskov. Detaljerede sammenligninger af vandbalancen for rødgran og bøg på Ulborg viser også, at nåle- og løvtræers vandforbrug i vækstsæsonen er forholdsvis ens. Både rødgran og bøg udnytter fuldt ud den tilgængelige vandmængde i form af sommernedbør og jordvand i rodzonen (Thomsen & Bille-Hansen, 1999).

Tabel 1. Transpiration fra forskellige træarter, hede og græs (Ladekarl, 2001; Granier m.fl., 2000; Roberts, 2000; Bréda m.fl., 1992; Nizinski & Saugier, 1988).

Vegetationstype	Transpiration i mm pr år
Eg	285-320
Bøg	255-398
Gran	204-400
Hede/græs	200-268

Den samlede fordampning (interceptionstab, evaporation fra jorden og transpiration) fra skov er som nævnt større end fra lav vegetation. I tabel 2 har vi, på grundlag af forskellige danske arbejder om vandbalancer, givet typiske tal for fordampningen fra lav vegetation i det åbne land og i skov. Forskellen mellem løv- og nåleskov på ca. 100 mm/år svarer stort set til forskellen i interceptionstab. Der er regnet med en forholdsvis stor variationsbredde indenfor en arealanvendelse. Høje fordampningstal vil forekomme på lokaliteter med høj nedbør og ved fin jordtekstur.

Overfladeafstrømning, jordvand og nedsivning

Den nedbør, der når jordoverfladen som gennemdryp eller stammeløb, siver ned i jorden. Under danske forhold forekommer overfladeafstrømning sjældent, og kun på stærkt skrånende arealer. Den øverste del af skovjorde

Tabel 2. Skøn over gennemsnitlig fordampning fra forskellig arealanvendelse i Danmark baseret på vandbalancedata fra Blicher-Mathiasen & Andersen (2002), Ladekarl (2001), samt data i figur 6 og figur 8.

Arealanvendelse	Fordampning, mm/år
Lav vegetation	425±50
Løvskov	475±50
Nåleskov	575±50

(det organiske lag af humus og endnu ikke nedbrudte nåle/blade og kviste) er porøst, så vand hurtigt siver igennem, og det har en stor vandholdende evne (retentionskapacitet). Dette lag reducerer risikoen for overfladeafstrømning og dermed også risikoen for erosion. Skov på skrånende arealer vil således have lavere overfladeafstrømning end ved anvendelse af samme areal til landbrug, hvor der f.eks. i situationer med frossen jord eller ved kraftig regn kan være afstrømning på overfladejorden.

Nedbørens evne til at trænge ned i jorden afhænger af jordens hydrauliske ledningsevne, som atter afhænger af porestørrelsesfordelingen, poresystemets struktur og vandindholdet i porerne. Desuden danner rødder efter forrådnelse et underjordisk net af små kanaler, der øger den hydrauliske ledningsevne betydeligt. Vand trænger ned gennem jorden under indvirkning af tyngdekraften og kapillære kræfter, men noget vand bliver hængende i jorden. Den maksimale vandmængde, som jorden kan tilbageholde uden at der sker en nedsivning, kaldes markkapaciteten. Typiske vandindhold ved markkapacitet er for sandjorde 10-20 volumen procent (100-200 mm til 1 m's dybde) og for lerede jorde 20-30 volumen procent (200-300 mm til 1 m's dybde) (Aslyng, 1976). Hvis nedbøren er mindre end transpirationen og evaporationen tilsammen, hvilket er almindeligt i sommerperioden, kan der trækkes på jordens vandreservoir i rodzonen indtil visnegrænsen er nået, hvilket for sandjorde er ved vandindhold ned til 2 volumen procent (20 mm til 1 m's dybde) og for lerede jorde ca. 10 volumen procent (100 mm til 1 m's dybde).

Nedsivning forekommer således, når vandindholdet i jorden er større end markkapaciteten. Nedsivningen er størst om vinteren, hvor nedbøren er forholdsvis stor og fordampningen lille.

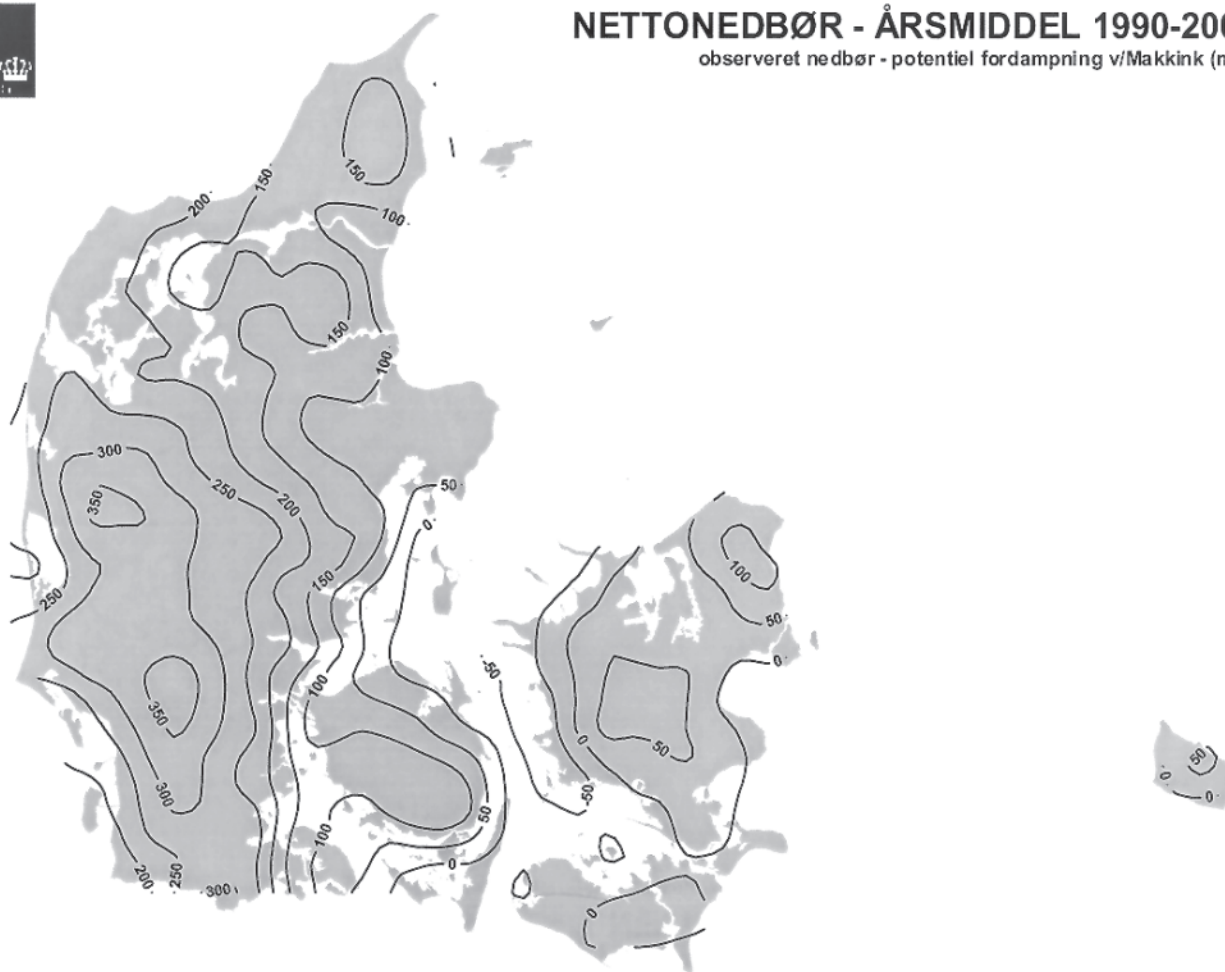
Nedsivningen gennem rodzonen og videre ned gennem den umættede zone er væsentligt større end den egentlige grundvandsdannelse, idet en del af det nedsivende vand vil strømme til vandløb og søer gennem den umættede zone (figur 1). Denne afstrømning øges ved dræning. Fordelingen mellem den overfladenære afstrømning og den dybe afstrømning til grundvandet afhænger af et områdes hydrogeologiske forhold og af eventuel grøftning og dræning.

Den del af nedbøren, som ikke fordamper enten direkte fra overfladen eller via planternes transpiration, kaldes ofte for nettonedbøren, og er den mængde vand, der kan være til rådighed for nedsivning. Tal for nettonedbørens variation over landet (figur 5) kan beregnes som forskellen mellem nedbøren (figur 2) og referencefordampningen (figur 3). Disse tal kan ikke bruges til direkte at bestemme nedsivningen, fordi den aktuelle fordampning som nævnt afhænger af jordens aktuelle vandindhold og af



NETTONEDBØR - ÅRSMIDDEL 1990-2000

observeret nedbør - potentiel fordampning v/Makkink (mm)



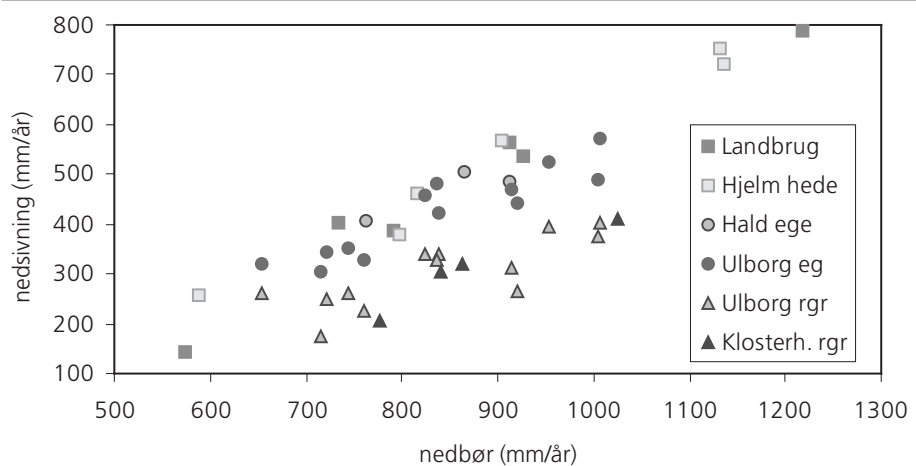
Figur 5. Fordelingen af nettonedbøren i Danmark (nedbør – referencefordampning) (Scharling & Kern-Hansen, 2002). Kan anvendes som en tilnærmelsesvis nedsivningen i skov.

arealanvendelsen. Men da den aktuelle fordampning for skov er tæt på referencefordampningen, giver variationen i nettonedbøren et godt billede af variationen i nedsivning fra skov i Danmark (figur 5).

Kombinationen af sandede jorde og en større nedbørsmængde i Midt- og Vestjylland i forhold til Øerne resulterer i en stor nettonedbør i Jylland. På Øerne er referencefordampningen lidt større og nedbørsmængden samtidig lav, hvilket resulterer i en væsentlig mindre nettonedbør end i Jylland. Disse forhold bevirker sammen med den ofte betydelige mængde drænvandsafstrømning på lerjorde, at grundvandsdannelsen er væsentlig større i Vestjylland end i den østlige del af landet.

Nedsivning i danske skove

For at beregne nedsivningen må man bestemme de andre led i vandbalanceligningen. Dette gør man ofte ved hjælp af en matematisk vandbalance-model. Dette kræver daglige klimadata, viden om jordens fysiske egenskaber, om planternes overfladeareal, og for at kunne kalibrere modellen jævnlige målinger af jordens vandindhold. Disse modelberegninger er kun udført på relativt få skovlokaliteter i Danmark. Da nedsivningen varierer med



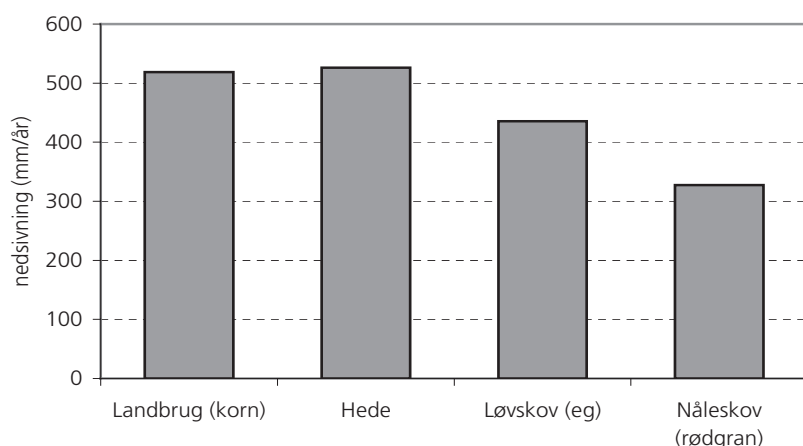
Figur 6. Årlig nedsivning på sandjord under landbrug (korn), hede, eg og rødgran set i forhold til årlig nedbørsmængde. Nedsivningen i skov og hede er beregnet med SOIL-modellen. Data er fra korn på sandjord (JB1) ved Borris 1991-96 (K. Schelde & C.D. Børgesen, DJF, personlig meddelelse dec. 2001); Hald Ege, 1991-3 og Hjelm Hede 1992-97 (Ladekarl, 1998; Ladekarl & Hansen, 1998); Klosterhede, 1992-95 (Beier, 1998); Ulborg rødgran og eg, 1985-97 (Bille-Hansen, FSL, upublicerede data).

nedbøren, kan det være svært at sammenligne mellem lokaliteter, hvis beregningerne ikke er foretaget samme år eller i hvert fald med sammenlignelig nedbørsmængde. Desuden findes der flere modeller og beregningsprincipper, der kan give afvigende resultater (fx. Plauborg m.fl., 2002). Her har vi sammenfattet de fleste af de senere års beregninger af nedsivning fra skov i Danmark, der kan belyse variationen mellem år, betydningen af arealanvendelse og forskelle mellem træarter.

Sammenligning af arealanvendelser på sandede jorde

Der er udført beregninger med samme vandbalancemodell for en årrække på hede og i skov på nogle sandede lokaliteter i Midt- og Vestjylland med forholdsvis høj nedbør (figur 6). Danmarks JordbrugsForskning (DFJ) har lavet tilsvarende beregninger for en kornafgrøde på sandjord til sammenligning. Resultaterne illustrerer den stærke sammenhæng mellem nedsivning og nedbør. Nedsivningen er størst fra landbrug og hede. For nogle år er der helt sammenfaldende resultater fra landbrug og hede. De to egebevoksninger ligger lidt lavere end landbrug og hede, mens de to rødgranbevoksninger ligger væsentligt lavere. Nedsivningen i de to rødgranbevoksninger adskiller sig ikke fra hinanden. De to egebevoksninger opfører sig også ens i nogle år, men i andre har Hald Ege, hvor træerne er 150 år, væsentlig lavere nedsivning end eg i Ulborg, der kun var 20 - 32 år i måleperioden.

For bedre at kunne illustrere forskellene i nedsivning mellem arealanvendelser i det åbne land og i skov, har vi på baggrund af data fra figur 6 beregnet nedsivningen ved en nedbørsmængde på 900 mm/år (figur 7). Nedsivningen er da godt 500 mm/år fra lav vegetation i det åbne land (landbrug og hede) og 90 og næsten 200 mm/år lavere for henholdsvis eg og rødgran. Forskellen i nedsivning mellem løvskov og nåleskov kan således være i størrelsesordenen 110 mm pr år på sandjord.



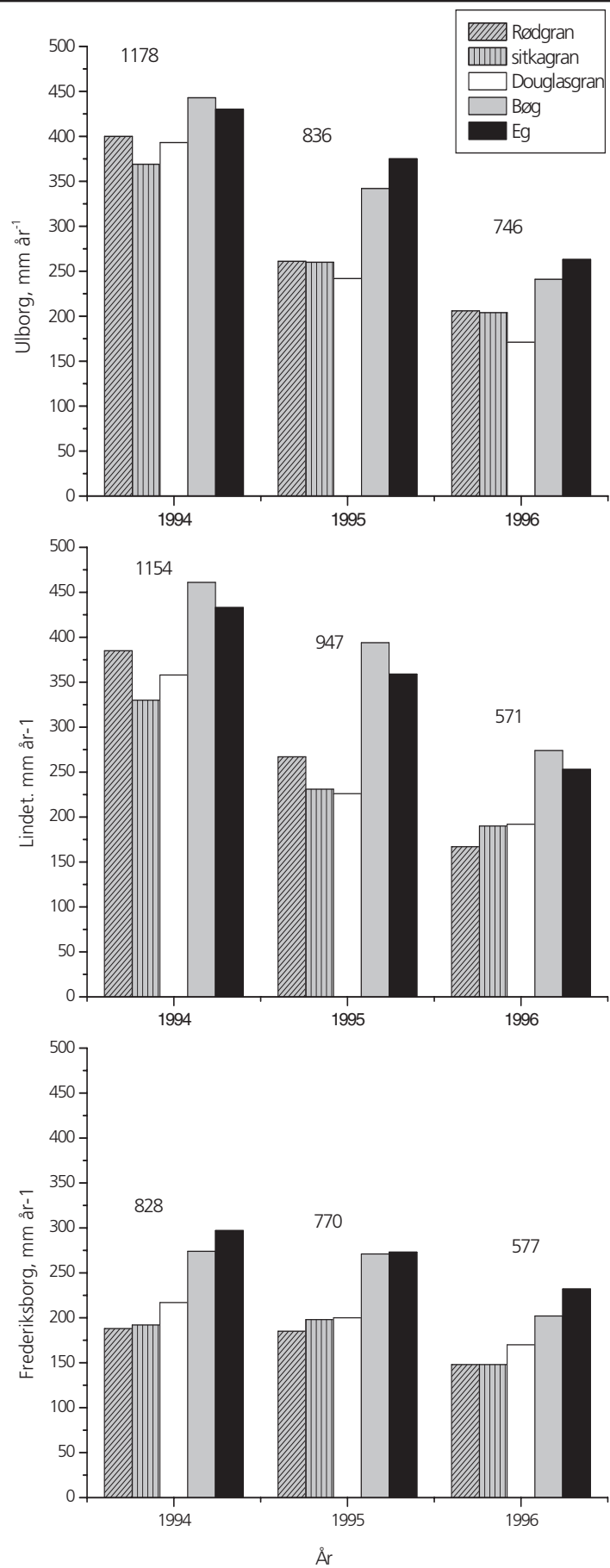
Figur 7. Nedsivning under landbrug, natur i det åbne land (hede), løvskov (eg) og nåleskov (rødgran) beregnet ved 900 mm nedbør pr år på sandjord. Nedsivningen for de enkelte arealanvendelser er estimeret ved regression fra data i figur 6.

Sammenligning af træarter og jordtyper

Den integrerede skovovervågning (de såkaldte level II prøveflader) har i en årrække været gennemført i tre træartsforsøg (Hansen & Bastrup-Birk, 2003). Ulborg og Lindet i det nordvestlige hhv. det sydvestlige Jylland repræsenterer de lette og sandede jorde og Frederiksborg i Nordsjælland repræsenterer en leret og næringsrig jordbund. I perioden fra juli 1994 til juni 1997, blev der målt gennemdryp og vandindhold i jord m.m. på fem forskellige træarter (rødgran, sitkagran, douglasgran, bøg og eg). For disse 15 bevoksninger er der foretaget foreløbige modelberegninger med en lidt simple vandbalancemodel (Bastrup-Birk, 2003), end den der blev anvendt til undersøgelserne, der er samlet i figur 6. Figur 8 viser den beregnede nedsivning fra de 15 bevoksninger for tre år, hvor 1994-95 var et vådt år, 1995-96 et 'normalt' år og 1996-97 et forholdsvis tørt år. Beregninger af budgetter for stoftransporten ud af jorden sammen med det nedsivende vand tyder dog på, at nedsivningen er overestimeret på Lindet og Frederiksborg (Hansen m.fl., 2003).

Resultaterne tyder ikke på systematiske forskelle i nedsivning mellem de tre nåletræarter på tværs af lokaliteter og år ligesom der heller ikke synes at være forskel mellem eg og bøg (figur 8). På trods af at nedsivningen varierer som følge af nedbørens størrelse, var forholdet mellem nedsivningen for de forskellige træarter omtrent det samme. På tværs af lokaliteter og år var nedsivningen godt 80 mm/år højere under løvtræerne end under nåletræerne, hvilket er lavere end forskellen mellem løv og nål på 110 mm/år i figur 6 og 7. Ud fra målinger af grundvandsstanden under forskellige træarter på drænedede tunge morænejorde viste Holstener-Jørgensen (1959, 1961, 1967) tilsvarende, at fordampningen var mindre fra løvtræer end fra rødgran, men han fandt også en forskel mellem løvtræerne (bøg < eg < ask < rødgran). Holstener-Jørgensens undersøgelser kvantificerede ikke nedsivningen til grundvandet.

Nedsivningen fra lerjorden på Frederiksborg i Nordsjælland er mindre end fra de sandede jorde på Ulborg og Lindet (figur 8), men dette hænger først og fremmest sammen med den lavere nedbør på Sjælland. Ved at sammen-



Figur 8. Nedsivning (mm pr. år) under træarterne rødgran, sitkagran, douglasgran, bøg og eg i årene fra juli 1994 til juni 1997 på lokaliteterne Ulborg, Lindet og Frederiksborg (Bastrup-Birk, 2004). Nedbøren målt på friland er angivet i mm for de enkelte år.

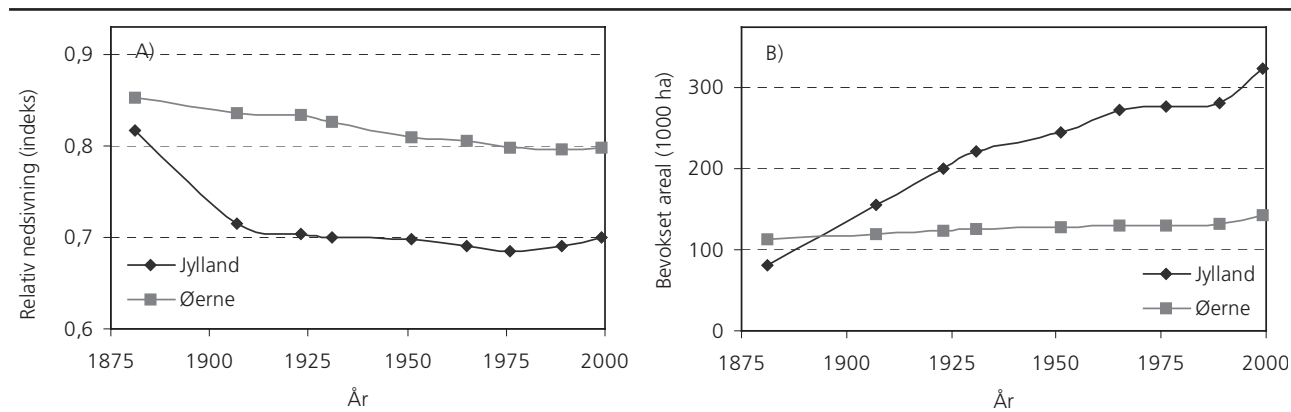
ligne nedsvivningen på lerjord på Frederiksborg fra hvert af de tre år med nedsvivningen på en af de sandede lokaliteter et år, hvor nedbøren var næsten den samme (f.eks. Frederiksborg 1994, 828 mm nedbør med Ulborg 1995, 836 mm nedbør) kan vi anskueliggøre om der er en væsentlig forskel i nedsvivning mellem ler- og sandjorde. Resultaterne tyder på at nedsvivningen er lidt lavere på lerjord (mellem 0 og 50 mm/år) end på sandjord ved samme nedbør.

Hvor meget påvirker skovene vandressourcerne?

De eksisterende skove og deres drift

Hvis man sætter nedsvivningen i det åbne land (landbrug og natur) til 100 pct., er nedsvivningen 83% i løvskov og 63% i nåleskov baseret på tallene i figur 7. Sammenholder vi disse procenter med skovarealets fordeling på løv- og nåleskov, kan vi beregne et skøn over skovenes samlede påvirkning af nedsvivningen. Figur 9 viser den beregnede reduktion i nedsvivningen fra skovdækket (i venstre side) og størrelsen af skovarealet som reduktionen vedrører (i højre side) for henholdsvis Jylland og Øerne i løbet af de sidste godt 100 år. Den præcise procentvise værdi for den relative nedsvivning er ikke så væsentlig. Derimod er udviklingen over tiden interessant. I Jylland faldt den samlede nedsvivning fra skov fra knap 80% til 67% af nedsvivningen i det åbne land fra 1881 til 1975, hvilket skyldes den omfattende udvidelse af arealet med nåleskov i den periode. På Øerne var faldet i nedsvivning mindre (ca. 4%), men da skovarealet ikke steg ret meget skyldes faldet her, at en del løvskov blev erstattet med nåleskov.

Omkring halvdelen af landbrugsarealet er drænet og grøftet, 69% på Øerne og 41% i Jylland (Aslyng, 1980). På østdanske lerjorde ligger drænene med 10-20 m afstand, mens der på de sandede hedesletter kan være op til 100 m mellem drænene. Da drænene er lagt for at opnå hurtigere afstrømning til vandløbene vil den dybere afstrømning blive reduceret. I syv dræned landbrugsoplande fordelt over landet, hvor vandbalancen har været opgjort for en længere årrække, fordelte nedsvivningen fra rodzonen sig således, at 45% (27-74%) blev til afstrømning i dræn (svarende til 100 til 400 mm/år) og 55% til dybere afstrømning og grundvandsdannelse (data fra



Figur 9. A) Relativ nedsvivning under skov 1881-1999 set i forhold til nedsvivning fra landbrug, der er sat til 100%. B) Det totale skovareal, som indekset gælder for, er fordelt på Jylland og Øerne (Gundersen, 2002).

Simmelsgaard, 1994). Andre mindre undersøgelser viser tilsvarende betydning af dræn i landbrugsjord (Granat, 2003).

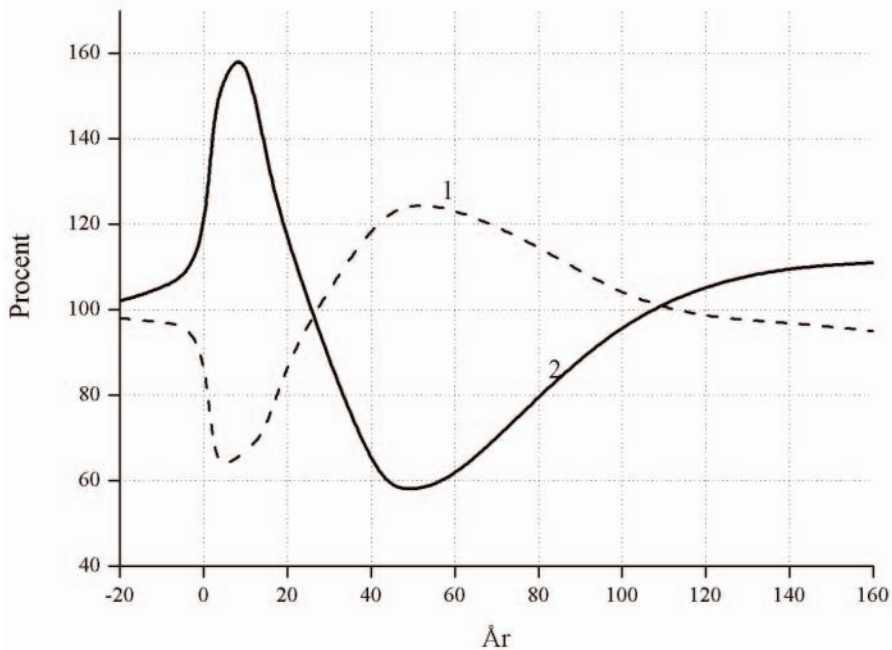
Efter tilplantning vil træernes rodsystem efterhånden reducere drænenes virkningsgrad og evt. få drænene til at bryde sammen. Måske får grøfterne også lov at forfalde. Dermed vil en større del af nedsivningen ende som dybere afstrømning og grundvandsdannelse. Afhængig af arealet kan en reduktion i afstrømning gennem dræn (100-400 mm/år) opveje det øgede fordampningstab (50-200 mm/år) efter skovrejsning. Tilplantning har derfor ikke nødvendigvis en negativ indvirkning på grundvandsdannelsen på drænedede landbrugsjorde. I Vestskoven ved København har skovrejsning gennem de sidste 30 år f.eks. medført at flere søer, der findes på gamle kort, efterhånden er genopstået (Bock m.fl., 2001). Grundvandsstanden er altså blevet højere, selv om fordampningen må være øget, hvilket formentlig hænger sammen med drænsystemets forfald.

I den sidste skovtællingsperiode 1990-99 er andelen med løvskov steget svagt i begge landsdele, hvilket har betydet en øget nedsivning under skov (figur 9). Meget tyder på, at udviklingen mod mere løvskov vil fortsætte fremover. Man kan derfor forvente en forøget nedsivning under skovene, da strategien for et bæredygtigt skovbrug bl.a. indebærer, at andelen af løvtræer i statsskovene skal forøges.

De store tilplantninger af hedearealer i slutningen af 1800-tallet må have ændret ferskvandets kredsløb betydeligt i disse områder, især i begyndelsen af 1900-tallet. Større fordampning fra nåleskove end fra hede må have reduceret grundvandsstanden og reduceret vandføringen i vandløb. Tilsvarende kan, f.eks. konverteringen af løvskov til nåleskov i midten af 1900-tallet samt tilgroning med nåleskov i Gribskov, være medvirkende til den reducerede grundvandsstand og udtørring af moser, der er observeret (Rune, 2003).

Reduceres plantedækket ved hugst falder fordampningen og nedsivningen stiger. Holstener-Jørgensens (1959, 1961, 1967) målinger af grundvandsstanden på drænedede tunge morænejorde viste således, at fordampningen blev nedsat efter hugst og renafdrift. Efter nyplantning nåede fordampningen i dette tilfælde tilbage til niveauet før renafdrift i løbet af 3-4 år. Shiklomanov & Krestovsky (1988) har generaliseret forløbet af fordampning og nedsivning over en bevoksningsgeneration (figur 10). Efter renafdrift vil nedsivningen ifølge figuren stige omkring 60% og først nå tilbage til normalt niveau efter omkring 20 år hvor kronetaget lukker. Dvs. væsentlig længere end observeret af Holstener-Jørgensen. Fordampningen er størst, og dermed er nedsivningen minimal, når bevoksningen har et tæt krone-dække, idet interception og transpiration også er maksimale. Når bevoksningen bliver gammel og mere lysåben stiger nedsivningen igen.

Ved naturnære driftsformer med selvfornyelse og dyrkningssystemer, som sigter mod uensaldrende bevoksninger, vil nedsivningen blive mere konstant over tiden.



Figur 10. Relativ ændring i den årlige fordampning (kurve 1, stiplede) og nedsivning (kurve 2, faste) som funktion af bevoksningens alder. Kurverne bygger på gennemsnit fra flere skove og skovtyper. Kurverne kan bruges som et skøn over ændringer i vandbalance og nedsivning efter renafdrift (data fra Shiklomanov & Krestovsky, 1988). Hvordan fordampning og nedsivning udvikler sig igennem en bevoksnings levetid vil dog være afhængig af hvilken driftsform, hugststyrke m.v. der bliver anvendt.

I forbindelse med omfattende stormfald (svarende til renafdrift af store arealer) bliver vandkredsløbet ændret betydeligt. Ved stormfald i gran kan nedsivningen øges med op til 200 mm/år. Efter det store stormfald i 1981 var der eksempler på vandstandsstigninger og mindre ”oversvømmelser” i Sønderjylland (Schmidt & Gundersen, 2000).

Skovrejsning

Ved tilplantning af et landbrugsareal stiger fordampningen svarende til forskellene mellem landbrug og skov i tabel 2. Nedsivningen bliver derfor 90 til 200 mm/år mindre end ved landbrugsdrift (figur 7). Den største påvirkning er fra tæt nåleskov. På meget bakkede eller drænede arealer er der dog også andre forhold der spiller ind.

På bakkede arealer kan skov reducere overfladeafstrømningen. Skov kan også øge vandets infiltration og oplagring i jorden, hvilket favoriserer en underjordisk afstrømning af vand som er langsommere end den overfladenære afstrømning. Dette bidrager til en udjævning af afstrømningen i vandløb, og kan øge den del af nedsivningen som når grundvandet.

Ved overvejelser om skovrejsning i de nedbørsfattige egne af landet (med mindre end 600 mm nedbør) bør man under alle omstændigheder undersøge, om reduceret grundvandsdannelse er i konflikt med lokale vandindvindingsinteresser. Det vil være nødvendigt at foretage en konsekvensvurdering af betydningen for grundvandsdannelsen på de konkrete arealer ud fra lokal topografi, jordtype, dræningsgrad mv. Også i andre skovrejsningsprojekter, hvor der ikke er tilknyttet grundvandsinteresser, vil det være en

god ide at vurdere de hydrologiske konsekvenser af et skovrejsningsprojekt. Hvis f.eks. forfald i drænsystemer og en udvikling mod en mere naturlig hydrologi på et areal giver ændringer i dræningstilstanden og evt. dannelse af søer, kan tilplantning eller plantevalg på arealer, der forsummer eller oversvømmes, være forfejlet.

Når drænene forfalder og fordampningen stiger efter rejsning af skov på drænet landbrugsjord vil afstrømningen til vandløb og evt. søer alt andet lige blive mindre. Men vandet, som tidligere hurtigt blev ledt bort i drænene, vil nu bevæge sig væsentligt langsommere som underjordisk afstrømning frem til vandløbet. Dette medfører en udjævning af vandføringen.

Konklusioner og anbefalinger

Fordampningen fra skov er større end fra det åbne land, hvilket især skyldes, at en betydelig del af nedbøren bliver hængende på blade/nåle- og barkoverflader i trækronerne og fordamper, når en regnbyge er slut (interceptionstab). Dette interceptionstab er omkring 150 mm/år i løvskov og 260 mm/år i nåleskov. Typiske tal for fordampning fra lav vegetation samt løv- og nåleskov er givet i tabel 2. Forskellen mellem løv- og nåleskov svarer til forskellen i interceptionstab mellem de to skovtyper.

Nedsivningen afhænger først og fremmest af nedbøren. Et overslag over nedsivningen på et areal kan beregnes som den gennemsnitlige nedbør (figur 2) minus fordampningen, der er angivet i tabel 2. Nedsivningen er omkring 90 mm/år lavere fra løvskov og 150 mm/år (endog op til 200 mm/år) lavere fra nåleskov end fra landbrug og natur i det åbne land. Forskellen i nedsivning mellem løv- og nåleskov er 80-110 mm/år.

Renafdrift eller stormfald medfører væsentligt øget nedsivning i skov i en årrække indtil kronetaget igen lukker. Omvendt kan skovrejsning på landbrugsjord på grund af øget fordampning medføre reduceret nedsivning. Hvis det tilplantede landbrugsareal er drænet, kan forfald af dræn betyde at grundvandsdannelsen på arealet ikke bliver reduceret eller måske i nogle tilfælde endog øget.

I oplande til vandløb, hvor vandføringen er et problem, eller i oplande til grundvandsindvindinger, hvor grundvandsmængden er begrænset, kan det være relevant at tilpasse skovdriften eller udformningen af evt. skovrejsning, så nedsivningen bliver størst mulig. Ud fra den nuværende viden om vandkredsløbet i skov har vi følgende anbefalinger for skovdrift og skovrejsning på arealer, hvor høj grundvandsdannelse indgår som driftsformål:

- Skoven bør overvejende bestå af løvskov, da løvskov har højere nedsivning end nåleskov.
- Kronetaget bør ikke være for tæt, da en moderat lysåben bevoksning giver lidt større nedsivning. Dette kan f.eks. opnås i lysåben løvskov (f.eks. ask og eg).
- Ved skovrejsning, især i de nedbørsfattige egne, bør betydningen af re-

duceret nedsivning for vandløbsvandføring og grundvandsdannelse undersøges i planlægningsfasen.

- På skovrejsningsarealer bør betydningen af dræn indgå i en konkret vurdering af, i hvilken grad disse dræns forfald kan kompensere for den højere fordampning fra skov.
- Endvidere bør ændringerne i et områdes hydrologi ved drænenes forfald vurderes for at undgå overraskelser med højere vandstand i dele af den nye skov.

Litteratur

Aslyng, H.C. (1976).

Klima, jord og planter. Kulturteknik I, 5. udgave. DSR Forlag, Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole.

Aslyng, H.C. (1980).

Afvanding i jordbruget. Kulturteknik III, 3. udgave, DSR Forlag, Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole. 228 sider.

Bastrup-Birk, A. (2003).

Water balance in 15 different Danish forest stands. (In preparation).

Beier, C. (1998).

Water and element fluxes calculated in a sandy forest soil taking spatial variability into account. *Forest Ecology and Management*, **101**, 269-280.

Blicher-Mathiasen, G. & Andersen, H.E. (2002).

Overskud i vandbalancer for vandløbsoplande– løsningsforslag belyst ved eksempler. I: Plauborg, F. (red.), Refsgaard, J.C., Henriksen, H.J., Blicher-Mathiasen, G. & Kern-Hansen, C. 2002: Vandbalance på mark- og oplandsskala. DJF, GEUS, DMU og DMI. http://www.vandressource.dk/vandbalance_paa_mark_og_oplandsskala_DJF8.pdf

Bréda, N., Cochard, E., Dreyer, E. & Granier, A. (1992).

Water transfer in a mature oak stand (*Quercus petrae*). Seasonal evolution and effects of a severe drought. *Can. J. For. Res.*, **23**, 1136-1143.

Bock, L., Vejre, H. & Vestergaard, P.

Gamle kort kan forudsige landskabets udvikling. *Vækst 2001*, **3**, 26-29.

DMI (1999).

Den menneskeskabte drivhuseffekt og global opvarmning. Danmarks klimacenter på DMI's hjemmeside www.dmi.dk.

Frich, P., Rosenørn, S. Madsen, H. & Jensen, J.J. (1997).

Observed Precipitation in Denmark, 1961-90. DMI-Teknisk Rapport No. 97-8 Trafikministeriet, Danmarks Meteorologiske Institut.

Granat, H.J., (2003)

Dræningens indflydelse på vandbalancen set i lyset af skovrejsning. Internt notat Skov og Naturstyrelsen, maj 2003.

Granier, A., Biron, P. & Limoine, D. (2000).

Water balance, transpiration and canopy conductance in two beech stands. *Agricultural and Forest Meteorology*, **100**, 291-308.

Gundersen, P. (2002).

Skovenes beskyttende funktioner. I: Larsen, P.H. & Johannsen, V.K., Skove og Plantager 2000, Danmarks Statistik, Skov & Landskab, Skov- og Naturstyrelsen ISBN 87-501-1287-2, p.106-115.

- Hansen, Karin (ed.) (2003).*
 Næringsstofkredsløb i skove - Ionbalanceprojektet. - Forest & Landscape Research, No. 33-2003. Danish Forest and Landscape Research Institute, Hørsholm. 300 pp.
- Hansen, K., Gundersen, P., Bastrup-Birk, A. & Vesterdal, L. (2003).*
 Skovovervågning - status og fremtid. I: Hansen, Karin (ed.) (2003): Næringsstofkredsløb i skove - Ionbalanceprojektet. - Forest & Landscape Research, No. 33-2003. Danish Forest and Landscape Research Institute, Hørsholm. 300 pp.
- Henriksen, H.J. (2001).*
 Fra boringsdatabasen ”JUPITER” til DK-grundvandsmodellen. GEOLOGI – Nyt fra GEUS, **3**, 8-15.
- Holstener-Jørgensen, H. (1959).*
 Undersøgelser af rodsystemer hos eg, bøg og rødgran på grundvandspåvirket morænejord med et bidrag til belysning af bevoksningers vandforbrug. Forstlig Forsøgsvæsen Danmark **25**, 224-290.
- Holstener-Jørgensen, H. (1961).*
 Undersøgelser af træarts- og aldersindflydelse på grundvandsstanden i skovtræbevoksninger på Bregentved. Forstlig Forsøgsvæsen Danmark **27**, 233-480.
- Holstener-Jørgensen, H. (1967).*
 Influences of forest management and drainage on groundwater fluctuations. In Soper W.E., Lull H.W. (eds) Proc. International Symposium on Forest Hydrology, Pergamon Oxford, pp. 325-333.
- Ladekarl, U.L. & Hansen, B. (1998)*
 Dannelse af grundvand under egeskov og hede. Geologisk Nyt, **2**, 6-9.
- Ladekarl, U.L. (1998).*
 Soil moisture measurements in heathland-Water balance estimation and effects of a heather beetle attack. In (eds. U. Tappeiner, F.V. Ruffino and M. Fumai) Hydrology, Water Resources and Ecology of Mountain Areas, Poster Volume of the International Conference Headwater '98, s. 50-53.
- Ladekarl, U.L. (2001).*
 Soil moisture, evapotranspiration and ground water recharge in forest and heathland. Ph.D. Thesis. Aarhus University. Geoscience, vol. **11**.
- Nielsen, N. W. & Cappelen, J. (2001).*
 Danmarks klima i det 20. århundrede. I: J. Cappelen & N. Woetmann Nielsen, Danmarks vejr og klima i det 20. århundrede. Danmarks Klimacenter, Rapport 01-5, ISSN: 1399-1957 (Online), ISBN: 87-7478-442-0, Danmarks Meteorologiske Institut, pp. 35-53.
- Nizinski, J. & Saugier, B. (1988).*
 Mesures et modélisation de l'interception nette dans une futaie de chênes. Acta Ecologica, Ecol. Plant., vol. **9**, no. 3, 311-329.
- Plauborg, F. (red.), Refsgaard, J.C., Henriksen, H.J., Blicher-Mathiasen, G. & Kern-Hansen, C., (2002).*
 Vandbalance på mark- og oplandsskala. DJF, GEUS, DMU og DMI.
http://www.vandresource.dk/vandbalance_paa_mark_og_oplandsskala_DJF8.pdf

Refsgaard, J.C., Kern-Hansen, C., Plauborg, F., Ovesen, N.B. & Rasmussen, E. (2003).

Kap. 5 Ferskvandets kredsløb. I: H.J. Henriksen og A. Sonnenborg (Eds), Ferskvandets kredsløb, NOVA 2003 Temarapport, Miljøministeriet, Fødevarerministeriet, GEUS, Trafikministeriet (høringsudgave). http://www.vandmodel.dk/ferskvands_2003_hoering.htm

Roberts, J. (2000).

The influence of physical and physiological characteristics of vegetation on their hydrological response. *Hydrological processes*, **14**, p. 2885-2901.

Rune, F. (2003)

Vandstandsændringers effekt på biodiversiteten. In: Raulund-Rasmussen, K. & Hansen, K. (eds.) Grundvand fra skove - muligheder og problemer. Skovbrugsserien, **34**, Forskningscentret for Skov & Landskab, 105-110.

Rutter, A.J. (1975).

The hydrological cycle in vegetation. In: J.L. Monteith (ed.). *Vegetation and the Atmosphere*. Vol.1, Academic Press, London, 111-126.

Scharling, M. & Kern-Hansen, C. (2002).

Klimagrid - Danmark - Nedbør og fordampning 1990-2000. Beregningsresultater til belysning af vandbalancen i Danmark. DMI-Teknisk Rapport 02-03. Trafikministeriet, DMI.

Schmidt, I.K. & Gundersen, P., (2000).

Miljøkonsekvenser af stormfaldet 3/12-1999. *Skoven*, **11**, 510-515.

Shiklomanov, I.A. & Krestovskiy, O.I. (1988).

The Influence of forests and forest reclamation practice on streamflow and water balance. In: Evan R.C. Reynolds, F.B.Thompson (eds.), "Forests, Climate, and Hydrology-Regional Impacts", The United Nations University, Kefford Press, Singapore, 227 sider.

Simmelsgaard, S.E. (1994).

Nitratkvælstof i drænvand i 1971-91. Måling af nitratkvælstof i drænvand samt modelberegning af afstrømning og kvælstofudvaskning til undergrunden. SP rapport nr. 47, Landbrugsministeriet, Statens Planteavlsvforsøg, 67 sider.

Thomsen, A. & Bille-Hansen, J. (1999).

TDR measurements and modelling of spruce evaporation. The 4th workshop on measuring sap flow in intact plants. Zidlochovice, southern Maravia, Czech Republic, October 3rd to 5th, 1998.

Vejen, F., Madsen, H. & Allerup, P. (1999).

Korrektion for fejlkilder på målinger af nedbør - Korrektionsprocenter ved udvalgte stationer 1989-1999. DMI-Teknisk Rapport 00-20. Trafikministeriet, DMI Danmarks Meteorologiske Institut.

Nitrat i vand under skove

Per Gundersen, Inger Kappel Schmidt, Karin Hansen, Lars Bo Pedersen og Lars Vesterdal, Skov & Landskab

I dette kapitel sammenfatter vi vores viden om indholdet af nitrat i det vand, der forlader skovkosystemet og løber ud af rodzonen. Vi fokuserer på de faktorer, der kan påvirke nitratudvaskningen fra skov, f.eks. luftforurening og betydningen af selve skovdriften. Nitratudvaskningen fra skove anses ofte for ubetydelig fordi der stort set ikke bliver anvendt gøning i skovene. Spørgsmålet er imidlertid om det er rigtigt, at nitratudvaskning under skove altid er lav, og hvilken dokumentation der er af vandkvaliteten under skove? Skovene modtager kvælstof via luftforurening, ofte i store mængder end der er behov for til tilvæksten. Kan skovene tilbageholde dette kvælstof? Hvad betyder driftsformen for tilbageholdelse og udvaskning af nitrat? Det er nogle af de centrale spørgsmål, vi belyser, i dette kapitel. Desuden sammenfatter vi en række nye undersøgelser, der belyser hvordan kvælstofudvaskningen vil udvikle sig efter skovrejsning på gammel landbrugsjord. Hvor lang tid vil der f.eks. gå før landbrugspåvirkningen forsvinder?

Nitrat i drikkevand

I løbet af de sidste 20 år er en række drikkevandsboringer blevet lukket på grund af forurening med kvælstof i form af nitrat. Nitrat i lave koncentrationer er ikke giftigt, men høje koncentrationer er kædet sammen med forekomsten af "blå-børn" (methæmoglobinæmi; ofte dødelig nitrat/nitrit forgiftning) og er mistænkt for at øge frekvensen af visse typer mavekræft (WHO, 1998). Drikkevand må derfor maksimalt indeholde 50 mg nitrat/l, men skal helst være under 25 mg/l.

Kvalitetskrav til drikkevand – nitrat (NO_3^-)

Højeste tilladte koncentration er 50 mg nitrat pr liter (11,3 mg N/l)

Den vejledende grænseværdi er 25 mg nitrat pr liter (5,6 mg N/l)

Udviklingen i indholdet af nitrat i det danske grundvand følges løbende i det danske grundvandsovervågningsprogram (GRUMO), der består af 67 områder jævnt fordelt over landet. I år 2000 indeholdt 16% af alle borerne mere end 50 mg/l, mens 61% indeholdt mindre end 1 mg/l (GEUS, 2001). Høje nitratkoncentrationer forekommer især i Århus, Viborg og Nordjyllands Amter (i det såkaldte "nitratbælte") samt i Ribe Amt. Gennem bestemmelse af grundvandets alder i forskellige dybder i overvågningsområderne kan man vise, at nitratindeholdet især steg gennem 1960'erne og 1970'erne (GEUS, 2001). Det er sammenfaldende med den periode, hvor forbruget af mineralsk kvælstofgødning steg kraftigt og landbruget i øvrigt blev intensiveret med bl.a. øget jordbehandling og flere husdyr.

Skove og andre naturarealer har ikke gennemgået denne udvikling. Set i forhold til landbrugspraksis er forbruget af gødningsstoffer indenfor skovbruget meget lille. Samtidig er jorden stort set hele tiden vegetationsdæk-

ket og der sker ingen jordbearbejdning bortset fra i kulturstadiet. Det er derfor nærliggende at forvente, at skov beskytter grundvandet mod forurening, hvilket også har været fremhævet i debatten om nitratforurening gennem mange år, f.eks. i NPO-redegørelsen (Miljøstyrelsen, 1983).

Dette er uden tvivl også en af baggrundene for den stigende interesse for skovrejsning, der bl.a. blev udmøntet i den politiske aftale om Vandmiljøplan II i 1998. Den indebar, at der frem til år 2002 skulle rejses 20.000 ha skov for at beskytte vandmiljøet (Skov- og Naturstyrelsen, 1999a). I forbindelse med revisionen af regionplanerne bad staten endvidere amterne om, at udpegningen af skovrejsningsområder »målrettes mod de nitratfølsomme indvindingsområder, og relevante dele af de udpegede indsatsområder for grundvandsbeskyttelse« (Skov- og Naturstyrelsen, 1999b).

Nitrat i jordvand

Danmark har et nedbørsoverskud især i vinterhalvåret, der kan bringe nitrat ned under rodzonen uden for planternes rækkevidde. Nitrat er en meget mobil forbindelse i jorden. Andre kvælstofforbindelser som nitrit, ammonium og organisk kvælstof forekommer også i jorden, men disse forbindelser er enten ikke så mobile i jorden eller omdannes hurtigt til nitrat. Derfor er nitrat den alt dominerende kvælstofform i det vand, der forlader rodzonen.

Udvaskning af nitrat forekommer når kvælstofudbuddet fra tilførsel (i form af gødsning eller luftforurening) og mineralisering af jordens kvælstof er større end kvælstof*behovet* i planter og i jordens mikroorganismer. For landbrugsarealer, hvor kvælstofudbuddet stort set bliver styret gennem gødskningen, er der udviklet simple modeller (f.eks. Simmelsgård m.fl., 2000), som med rimelig nøjagtighed kan forudsige nitratudvaskningen ud fra årets gødningsforbrug, afgrødevalg, jordtype og nedbørsmængde (Grant & Blicher-Mathiesen, 2002). Med den nuværende viden om kvælstofkredsløb i skove kan vi ikke på samme måde som i landbruget forudsige udvaskning på et areal ud fra driftsoplysninger. I skovene er omdriftstiden fra 10 år ved juletræsproduktion til mere end 50 år ved tømmerproduktion. Derfor er balancen mellem kvælstofudbud og kvælstofbehov (og dermed nitratudvaskningen) et resultat af en langsigtet udvikling. Den aktuelle skovdyrkning vil derfor ofte være af mindre betydning for udvaskningen. I kortere perioder f.eks. ved afdrift påvirker skovdyrkning dog nitratindholdet i jorden direkte, idet planternes kvælstofbehov stort set forsvinder og nitratudvaskningen derfor ofte stiger kraftigt.

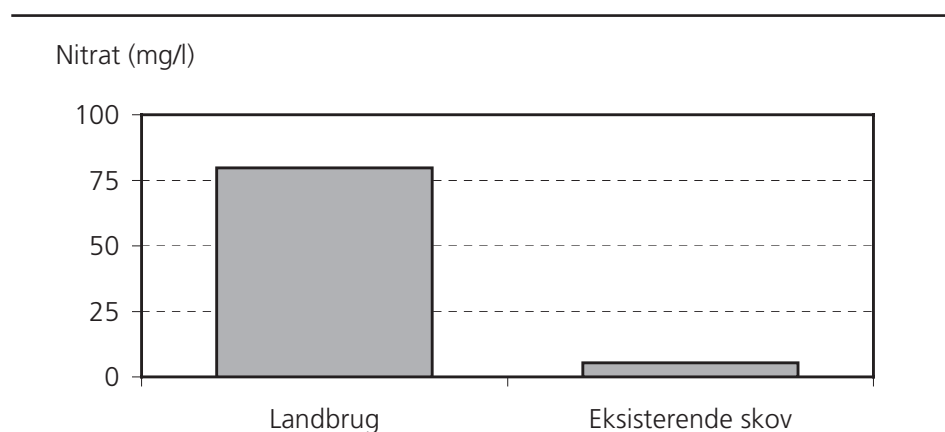
Kapitlet omhandler, hvordan arealanvendelse til skov påvirker indholdet af nitrat i jordvand, når det siver ud af rodzonen. Nede under rodzonen er det hydrologiske, geologiske, geokemiske og mikrobiologiske processer, der er afgørende for nitrats videre skæbne. At der forekommer nitrat i det vand der siver ned mod et grundvandsmagasin, betyder ikke nødvendigvis at grundvandet (der evt. anvendes til drikkevand) er forurenet med nitrat. Mange steder kan nitrat blive fjernet fra vandet ved kemiske eller

biologiske processer i de dybere jordlag, hvilket omtales kort til sidst i dette kapitel.

Landsdækkende data for skov

Det bedste landsdækkende materiale om nitrat i rodzonen stammer fra Kvadratnettet (Østergård & Jensen, 1994). Nitratkoncentrationen i jorden blev målt i over 1000 punkter placeret systematisk i et 7x7 km net ud over landet. Målinger blev alene foretaget i vinterhalvåret, hvor udvaskningen normalt sker. Der blev målt på landbrugsjord, i skov og andre naturtyper, der tilfældigvis forekom på punkterne i nettet. I perioden 1986-1993 indgik i alt 111 skovpunkter i Kvadratnettet. Variationen i nitratkoncentrationer i 75-100 cm dybde fra disse punkter blev analyseret af Callesen m.fl. (1996; 1999).

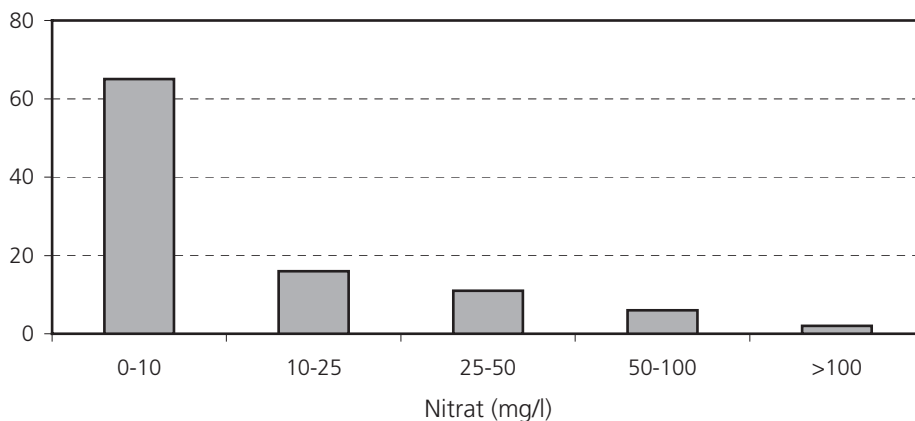
Resultaterne fra Kvadratnettet viste tydeligt arealanvendelsens betydning for forekomsten af nitrat i nedsivningsvandet (figur 1). Under landbrugsjord var koncentrationen i gennemsnit omkring 75 mg nitrat pr liter og altså væsentligt over grænseværdien for drikkevand. Den gennemsnitlige udvaskning fra landbrugsjord var på ca. 65 kg N/ha/år. Under skov havde halvdelen af punkterne koncentrationer under 5,3 mg nitrat/l (det balancerede gennemsnit).



Figur 1. Nitrat i jordvand (75-100 cm dybde) i landbrugs- og skovjorde. Gennemsnit for over 1000 målepunkter heraf 111 i skov målt i perioden 1986-1993 (Callesen m.fl., 1996; Østergård & Jensen, 1994).

Bag det relativt lave tal for nitrat under skove gemmer sig en stor variation på mellem 0 og 226 mg nitrat/l, som gennemsnit over 8 år for de enkelte punkter. For ca. 70% af punkterne var nitratkoncentrationen under 10 mg/l (figur 2), hvilket svarer til en udvaskning på 1-5 kg N/ha/år. Dette vurderes at være en normal tilstand for dansk skov. På de resterende 30% af punkterne var udvaskningen forhøjet og påvirket af luftforurening eller forskellige dyrkningsindgreb. På 10% af punkterne oversteg koncentrationen drikkevandskravet på 50 mg nitrat/l svarende til udvaskning af mellem 15 og 40 kg N/ha/år afhængig af nedbørsoverskuddet (100-300 mm). Den højeste værdi på 226 mg nitrat/l forekom i en tørvejord. Årsagen var sandsynligvis forøget omsætning af jordens kvælstof på grund af dræning af tørvejorden (Callesen m.fl., 1996). På nogle andre punkter med høj udvaskning var der på grund af ammoniaklugt fra husdyrbrug formodning om, at årsagen var lokal luftforureningsbelastning.

Andel af skove (%)

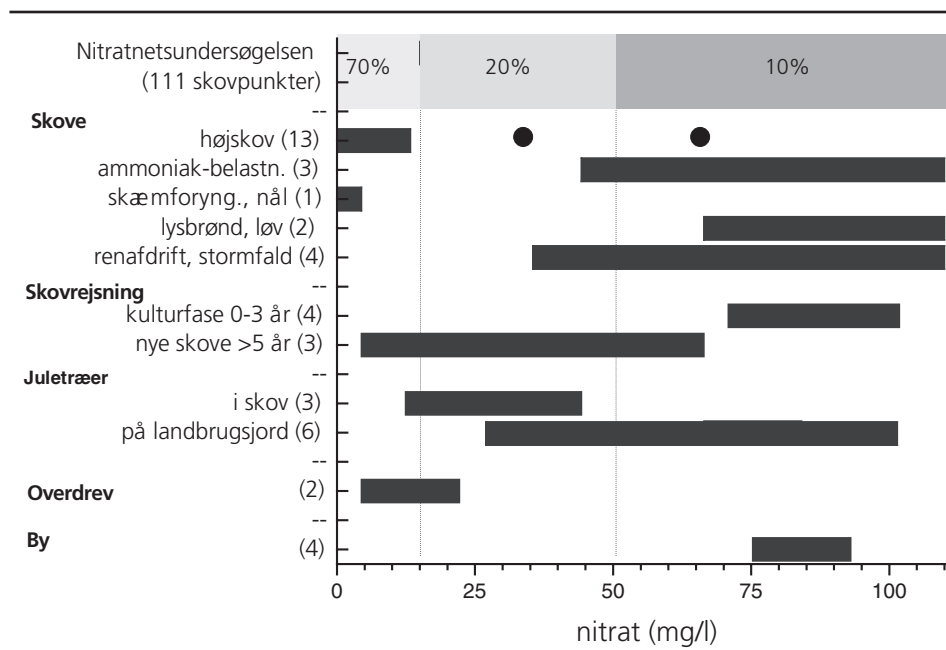


Figur 2. Fordelingen af nitratindehold i jordvand (75-100 cm dybde), under skov målt på 111 punkter; gennemsnit over 8 år (1986-1993) (Callesen m.fl., 1996).

I kvadratnetsundersøgelsen var nitratkoncentrationen ikke relateret til træarten, derimod var jordtypen af betydning (Callesen m.fl., 1996; 1999). Tørvejerde og lerede jorde havde de højeste koncentrationer. Små skove, punkter med skovrejsning og juletræskulturer havde koncentrationer over gennemsnittet for skov. Analysen viste desuden, at koncentrationerne generelt var lavere om vinteren, og at der var forskelle mellem de enkelte år formentlig på grund af nedbørsforskelle. Derimod var der ingen udvikling i koncentrationerne over de 8 år, hvor der blev målt.

Danske forsøg - overblik

Igennem det seneste årti har *Skov & Landskab* (FSL) gennemført undersøgelser af nitrat i jordvand ved forskellige arealanvendelser og driftsformer. Data fra disse knapt 40 skovbevoksninger og 6 hede/overdrevsarealer er samlet i figur 3 til sammenligning med den fordeling af nitratkoncentrationer, der blev observeret i Kvadratnettet. Figuren giver et overblik over variationsbredden i nitratkoncentrationer, målt i danske forsøg. Nogle af forsøgene bliver beskrevet mere detaljeret i de efterfølgende afsnit. De undersøgte bevoksninger er udvalgt for at belyse bestemte problemstillinger og giver derfor ikke et repræsentativt billede af nitratkoncentrationerne i skov (og juletræskulturer) som de systematisk udvalgte punkter fra Kvadratnettet. De 13 undersøgte højskove har dog samme lave koncentrationer (<10 mg/l) som 70% af punkterne i Kvadratnettet, mens 3 ammoniakbelastede (høj)skove har koncentrationer fra 40 mg/l til langt over grænseværdien for drikkevand. To undtagelser er markeret som sorte cirkler. Det drejer sig om et mindre stykke naturskov ved Suserup (65 mg/l) og en lille 200 år gammel egebevoksning vest for København (35 mg/l) begge på næringsrige jorde på Sjælland. Årsagen til disse høje koncentrationer er formentlig høj tilførsel fra luften til bevoksninger med meget lille nettotilvækst.



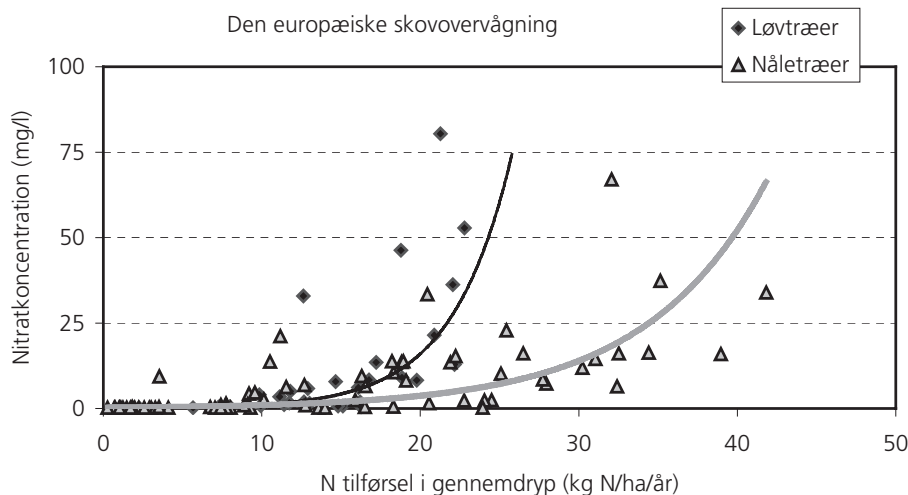
Figur 3. Nitrat i jordvand under danske skove (60-100 cm dybde). Øverst er resultater fra den landsdækkende Kvadratnetsundersøgelse (1986-93) grupperet som 'upåvirket' (70%), 'påvirket' (20%) og 'stærkt påvirket' (10%). Søjlerne derunder viser variationsbredden af nitrat-koncentrationer fra forskellige skovtyper (og arealanvendelser), der har været undersøgt mere intensivt i forsøg (Gundersen m.fl., 2002). Antal undersøgte lokaliteter er angivet i parentes efter skovtypen. Variationsbredden er baseret på gennemsnit fra udvaskningssæssonen over 2 år eller mere fra hver enkelt bevoksning.

Faktorer der regulerer nitrat

Kvælstof fra luften

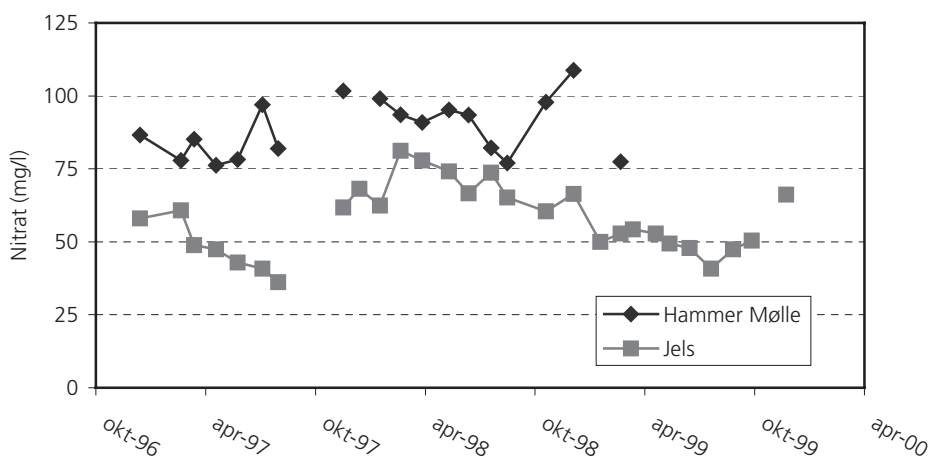
I Danmark tilføres 15-40 kg kvælstof pr hektar og år med luftforureningen (Bak m.fl., 1999). Der er stor lokal variation i kvælstofbelastningen og dermed også i risikoen for udvaskning fra skov. Belastningen er høj i områder med mange og store husdyrbrug på grund af ammoniakfordampning. Små skovområder er mere udsatte for luftforurening med kvælstof. De små skove har en forholdsvis stor andel af skovrand, hvor forureningsbelastningen er meget stor, hvor op mod 100 kg N/ha/år er fundet (Beier & Gundersen, 1993). Forhøjet nedfald forekommer inden for de første 25 m eller mere afhængig af bevoksningstæthed (Bak m.fl., 1999). Den landsdækkende Kvadratnetsundersøgelse dokumenterede, at nitratkoncentrationen var højere under små skovområder mindre end 10 ha. Små skove udgør ca. 14% af det samlede skovareal (Larsen & Johannsen, 2002).

Sammenstillinger af europæiske data for kvælstofkredsløb i skove viser, at nitratudvaskningen begynder at stige ved en tærskelværdi på 8-10 kg N/ha/år tilført fra luften (figur 4). Dog findes der skove, der modtager 40-50 kg N/ha/år uden at der udvaskes nitrat i øjeblikket (Gundersen m.fl., 1998). Som gennemsnit kan europæiske skove tilbageholde ca. halvdelen af kvælstoftilførslen fra luften, mens resten bliver udvasket (Gundersen m.fl., 1998; 2004). Variationen i N-tilførslen fra luften i europæiske skove forklarer omkring halvdelen af variationen i nitratudvaskningen. Det vil sige at forskelle i klima, jordbund, træart, bundvegetation m.v. må stå for den anden halvdel af variationen.



Figur 4. Nitratkoncentrationen i jordvand under rodzonen i europæiske skove (31 løvskove, 70 nåleskove) som funktion af N-tilførslen fra luften, gennemsnit over to år, 1996-97. Nitratkoncentrationen vokser eksponentielt med N tilførslen både for løvtræer (tynd kurve, $r^2=0,63$) og får nåletræer (tyk kurve, $r^2=0,59$), men nitratkoncentrationen ser ud til at stige mest for løvtræer, hvor der dog ikke er så mange punkter (data fra Kristensen m. fl., 2003).

For de 111 punkter i Kvadratnettet har vi ikke kendskab til tilførslen af kvælstof fra luften og kan derfor ikke afgøre om der er en sammenhæng mellem tilførsel og udvaskning. For at undersøge dette aspekt nærmere blev to punkter med forhøjede nitratkoncentrationer udvalgt til mere detaljerede målinger i 1997-99. Tilførslen viste sig at være 30-35 kgN/ha/år og resulterede i nitratkoncentrationer, der stort set konstant var over grænseværdien for drikkevand (figur 5). Begge skove var omgivet af flere husdyrbrug og tilførslen var overvejende i form af ammoniak/ammonium. Et tredje eksempel på en ammoniakbelastet skov, der er medtaget i figur 3, er en sitkagran-bevoksning fra Lovrup Skov, hvor tilførslen var ca. 40 kgN/ha/år.



Figur 5. Nitratkoncentrationen i jordvand (90 cm dybde) i to ammoniakbelastede bevoksninger (Hammer Mølle, rødgran; Jels, ædelgran). Kvælstoftilførslen fra luften var 30-35 kgN/ha/år i 1997-98.

På baggrund af modelberegninger, eksperimenter og internationale sammenligninger af kvælstofkredsløb må vi formode, at nitratudvaskningen

fra skove vil stige fremover med det nuværende luftforureningsniveau (15-40 kgN/ha/år). Den forøgede N-belastning af skovene gennem de sidste 30-40 år har forøget træernes kvælstofstatus, øget kvælstofomsætningen i jorden og mængden af N i skovøkosystemerne. Ifølge Kvadratnetsundersøgelsen har ca. 30% af det danske skovareal nået et kvælstofniveau, hvor der forekommer øget nitratudvaskning.

Tilførsel af kvælstof i form af gødning kan også føre til udvaskning af nitrat især på jorde med lavt C/N-forhold (kulstof/kvælstof-forhold), men interessen for at gødske vedproducerende bevoksninger har været begrænset det seneste ti-år, da mertilvæksten er for lille til at gøre det rentabelt, og da kvælstoftilførslen fra luften er tilstrækkelig. Som konsekvens af Vandmiljøplan II og tilhørende bekendtgørelser (Plantedirektoratet, 2001) må N-gødskning i skove forventes at være helt ophørt, idet kvælstofnormen er nul, dog undtaget visse nyplantninger.

Jordbunden

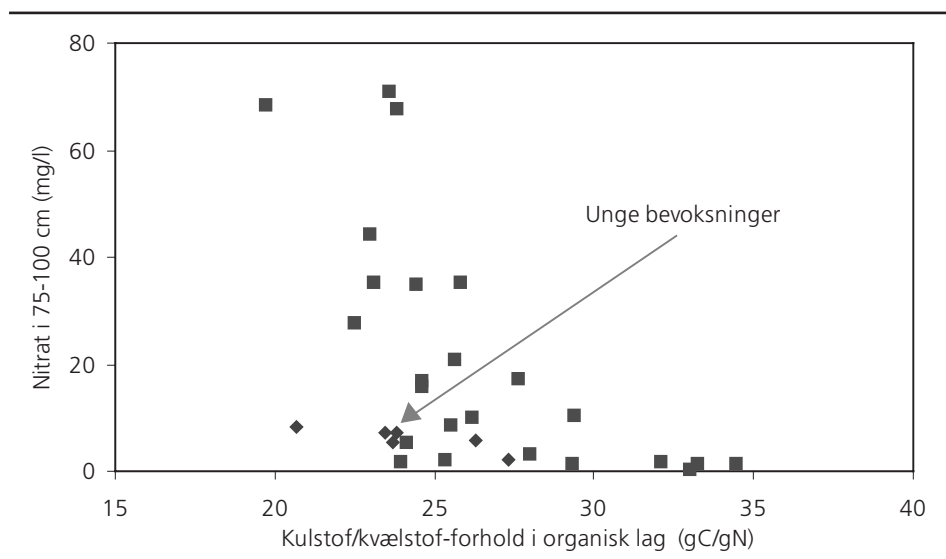
En anden afgørende faktor for nitratindholdet i vand under skove er jordens egenskaber. Resultaterne fra Kvadratnettet viste, at nitratkoncentrationen som gennemsnit var lavest i jordvandet i de grovsandede jorde (3,5 mg/l) mens jorde med mere end blot 5% ler som gennemsnit havde mere end dobbelt så høje koncentrationer (Callesen m.fl., 1999). I lerede jorde, der er de mere næringsrige og dermed kvælstofrige, kan der ikke indlejres ret meget mere kvælstof i jorden. Når der som i Danmark tilføres 15-40 kg N/ha/år og træerne forbruger 5-10 kgN/ha/år til tilvæksten vil der være et vist nitratoverskud til nedsivning. I modsætning hertil kan skove på sandede kvælstoffattige jorde, der f.eks. omfatter tidligere hedejorde i Midt- og Vestjylland, indtil videre i de fleste tilfælde optage alt kvælstof så nitratudvaskningen er nærmest nul.

Forskellene mellem kvælstofrige og kvælstoffattige jorde afspejler sig bl.a. i jordens C/N-forhold. På næringsfattige jorde opbygges typisk et betydeligt organisk lag med et højt C/N-forhold (>30). Når der er meget kulstof tilstede, er der hård konkurrence om kvælstof mellem jordens mikroorganismer og planterne. Høje C/N-forhold finder man i hedejordene hvor kvælstof stort set tilbageholdes fuldstændigt.

Nitratudvaskning hænger sammen med C/N-forholdet i det organiske lag i danske skovjorde (figur 6). Ved C/N forhold mindre end 25 er der stort set altid forhøjede nitratkoncentrationer i jorden undtagen i unge bevoksninger i god vækst. Andre data fra europæiske og amerikanske skove viser samstemmende, at nitratudvaskning hænger sammen med lave C/N-forhold i det organiske lag (Gundersen m.fl. 1998; 2004).

Ved fortsat høj luftforureningsbelastning ophobes kvælstof bl.a. i det organiske lag, derfor kan andelen af skove med lave C/N-forhold efterhånden stige (skovene rykker mod venstre i figur 6). Andelen af skove med forhøjede nitratindhold i jordvand kan derfor efterhånden bliver større. Det kræver dog en større mængde kvælstof for at reducere C/N-forholdet i hedejordene. Beregninger foretaget for en bevoksning på Klosterheden anslår

f.eks., at det kræver tilførsel af mindst 600 kgN/ha (eller mindst 30 års deposition) før der er risiko for øget udvaskning.



Figur 6. Nitratkoncentrationen i jordvand som funktion af kulstof/kvælstof-forholdet i det organiske lag (de øverste få cm af jorden) i danske skove fordelt på ældre skove (kasser) og unge (<20 år) skove (ruder) (Gundersen m.fl., 1998).

I næringsrige skove på lerjord, hvor der er en god omsætning i jordbunden, er der stort set ikke udviklet et organisk lag oven på mineraljorden. C/N-forholdet i mineraljorden er her ofte omkring 10, og der kan ikke indlejres mere kvælstof i jorden. I disse skove vil der ved det nuværende luftforureningsniveau optræde nitrat i jordvand under rodzonen. Jordens dræningstilstand og især ændringer i dræningstilstanden vil have indflydelse på tilbageholdelse og udvaskning af nitrat. Høj vandstand kan dels føre til øget ophobning af organisk stof og dermed øget binding af kvælstof, dels øge nitratfjernelse ved denitrifikation, hvor N afgives til atmosfæren som gasformige kvælstofforbindelser. Som nævnt tidligere kan dræning af tørvejord medføre betydelig nitratudvaskning, hvorimod hævnning af vandstanden kan medføre den modsatte proces med ophobning af N ved opbygning af tørv. Denitrifikation i skove på vandlidende jorde kan have en betydelig størrelse (f.eks. Struwe & Kjøller, 1991) og vil have en positiv virkning på nitratkoncentrationen i det vand, der forlader skoven. Men samtidig vil det betyde forøget frigivelse af f.eks. lattergas (N_2O), der er en kraftig drivhusgas. I områder, der bliver udlagt til urørt skov og områder, hvor dræningen opgives (f.eks. ved skovrejsning) vil den naturlige hydrologi genskabes og vandstanden dermed blive højere. I øjeblikket er der meget lidt tilgængelig viden om konsekvenserne for vand- og luftkvaliteten af ændret hydrologi i skovene.

Træart

Data fra den europæiske skovovervågning viser en kraftigere stigning i nitratkoncentrationen for løv- end for nåleskove med stigende tilførsel fra luften (figur 4). Dette viser sig dog først og fremmest at skyldes jordbundsforskelle mellem de to grupper, hvor løvskovene typisk er på de bedre jorde, der ikke kan tilbageholde mere kvælstof. I Danmark kunne Kvadrat-

netundersøgelsen ikke påvise en generel forskel i nitratkoncentrationen mellem løv- og nåleskov (Callesen m.fl., 1996; 1999). Lavere nitratudvaskning under løvtræer end under nåletræer blev fundet i en tilsvarende undersøgelse i Holland (de Vries & Jansen, 1994) og er også fundet ved direkte sammenligning af træarter på samme lokalitet i Danmark (Pedersen, 1993) og i Tyskland (Rothe m.fl., 2002). Forskellen mellem løv og nål beror især på en væsentligt lavere atmosfærisk tilførsel af N til løvskov end til nåleskov. Nåleskove filtrerer luften meget effektivt hele året, da de er stedsegrønne og fordi nålenes overfladeareal er større end bladarealet på løvtræer. Forskellen fremgår af figur 4, hvor punkterne i løvskove modtager op til godt 20 kgN/ha/år, mens nåleskove modtager op til 40 kgN/ha/år. På et givet areal kan man som følge heraf reducere N-tilførslen og dermed i mange tilfælde også nitratudvaskningen gennem træartsvalget (ved valg af løvtræarter). Selv om nåletræarterne modtager højere N-tilførsel fra luften kan dette dog kompenseres noget ved højere N-optag, da tilvæksten er større. Derfor vil forskellen i nitratudvaskning mellem løv- og nåletræer på samme jord ikke være så stor som forskellen i N-tilførsel.

Der er endvidere betydelige forskelle imellem de enkelte nåletræarter, hvor f.eks. fyrrearterne har lavere tilførsel fra luften end granarterne, mens lærk nærmer sig samme niveau som løvtræarterne. Forskelle mellem løvtræarterne er mindre belyst.

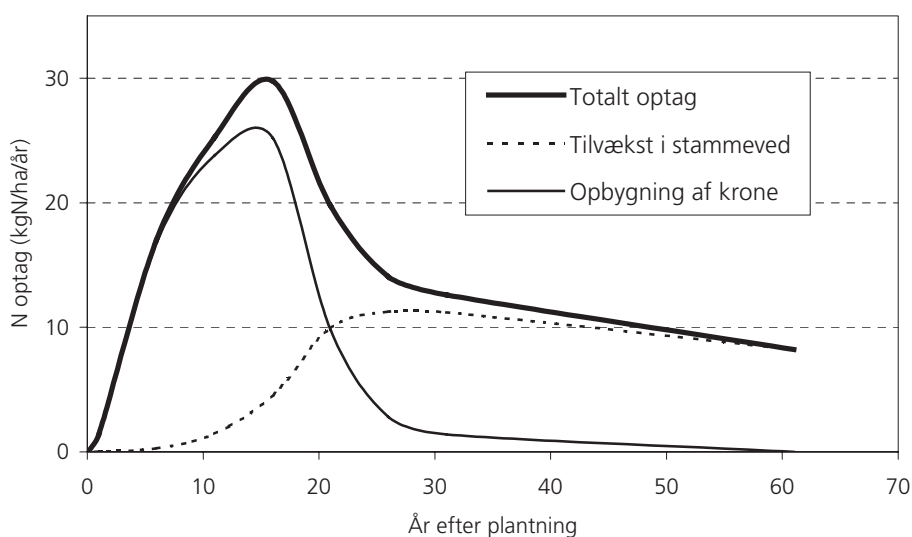
I næringsrige skove med betydelig omsætning i jordbunden kan en veludviklet bundflora formodentlig have betydning for skovens evne til at holde på næringsstofferne, men forholdet er dårligt belyst. Træarten har stor betydning for bundfloraen. Bevoksninger overvejende af lystræer (f.eks. ask og eg) er karakteriseret ved, at skovbunden er grøn af urter og græsser, medens skyggetræer (f.eks. bøg og ædelgran) har mindre skovbundsvegetation. Et eksempel på betydningen af bundfloraen er beskrevet af Zak & Christensen (1990), hvor et betydeligt optag i bundfloraen tidligt på foråret forhindrede udvaskning. På den anden side påvirker skyggetræarter omsætningsforholdene i skovbunden negativt, så der ophobes et organisk lag, der kan binde en hel del kvælstof. *Skov & Landskab* (FSL) har igangsat en undersøgelse af nitratudvaskningen under de mest brugte løv- og nåletræarter på forskellige jordbundstyper for at få samspillet mellem træart, jordbund og bundflora bedre belyst.

Rødel er en speciel træart, da den kan fikserer kvælstof fra luften på tilsvarende måde som bælgplanter. Der foreligger ikke målinger af udvaskning fra bevoksninger med rødel i Danmark, men der findes nogle undersøgelser fra USA og UK (Robertson m.fl., 2000; van Miegroet & Cole, 1985). Disse viser, at en rødelbevoksning kan fikserer ca. 75 kgN/ha/år (50-200 kgN/ha/år), hvilket kan resultere i en udvaskning på 30-50 kgN/ha/år med koncentrationer under rodzonen på 15-30 mg nitrat/l (disse koncentrationer er relativt lave fordi de undersøgte lokaliteter har høj nedbør). Overført til danske nedbørmængder ville disse koncentrationer blive 50-100 mg nitrat/l. Når man anvender rødel, er det mest som ammetræer, der hjælper mere følsomme træarter frem. Hvis rødellen fjernes på et tidligt tidspunkt i bevokningsudviklingen, vil ukrudt og andre træer kunne optage noget af

det fikserede kvælstof. På kvælstofrig jord, eller hvis rødellen får overtaget i bevoksningen, er der derimod risiko for en betydelig nitratudvaskning.

Træernes kvælstofoptag

Træernes kvælstofbehov varierer betydeligt hen over en skovgeneration (figur 7). Kvælstofoptaget til opbygning af den overjordiske biomasse er her vist for en yngre egebevoksning, men forløbet vil groft taget være det samme for en nåleskov. I de første ca. 20 år, hvor alle de relativt kvælstofrige dele af træerne bliver dannet i kronen er kvælstofbehovet stort og ofte større end N-tilførslen fra luften. I denne "ungdoms"periode vil de fleste bevoksninger kunne tilbageholde kvælstof uanset om C/N-forholdet i det organiske lag er lavt, som det fremgår af figur 6. Efter kroneslutning, hvor træerne hovedsageligt vokser i vedmassen, vil kvælstoftilførslen i mange tilfælde overstige træernes kvælstofbehov, og der er en risiko for udvaskning af nitrat, hvis ikke kvælstof kan tilbageholdes i jorden. Stigende nitratudvaskning med alderen fra ca. 25 år efter plantning har været vist for sitkagran i Wales (Emmett m.fl., 1993). Øget kvælstoftilførsel med alderen (eller rettere træhøjden) på grund af større "filtervirkning" bidrager også til den stigende udvaskning med alderen (Hansen, 2003).



Figur 7. Beregnet netto kvælstofoptag i en egebevoksning på en god jord (bonitet I), dvs. den mængde kvælstof pr år der akkumuleres i træerne. De første år efter plantning er behovet for kvælstof stort fordi trækronen (smågrene, kviste og bark) skal opbygges, mens behovet til vedtilvæksten først bliver dominerende, når kronetaget er lukket efter godt 20 år.

Variationen i kvælstofbehov med alderen giver visse muligheder for gennem driften at øge kvælstofoptaget og dermed også fjernelsen af kvælstof fra arealet i form af produkter. I uensaldrende skov vil man have en blanding af træer med højt og lavt kvælstofbehov, således at der konstant er et højere optag end i ældre ensaldrende bevoksninger. Kortere omdriftstider og hyppige tyndinger vil ligeledes øge optaget hen over en generation. Dette gælder især hvis man samtidig udnytter tyndinger og hugstaffald til flis. I et beregningseksempel var kvælstoffjernelsen ved udnyttelse til flis efter gældende praksis med fortørring 20 kgN/ha/år mod knap 6 kgN/ha/år,

hvis alene stammerne blev udnyttet (Møller, 2000). Øget udnyttelse af biomasse kræver dog overvejelser om risikoen for udpining af jorden for andre næringsstoffer.

Lav produktivitet (og for stor atmosfærisk tilførsel) er formentlig en af de væsentligste årsager til, at Suserup Skov, der er en af de få "urørte" skove i Danmark, og en 200-årig egeskov, som omtalt tidligere ikke kan tilbageholde kvælstof. På begge lokaliteter er der målt forhøjede nitratkoncentrationer under rodzonen (35-65 mg nitrat/l) i modsætning til det generelt lave kvælstofniveau under højskovene i Danmark (figur 3, højskov, cirkler). Målingerne er fra områder med store gamle træer. I andre områder med foryngelse eller yngre træer i disse "urørte" skove er koncentrationerne formentlig lavere. Ved sammenligning af urørte skove med skove, der blevet fældet for 80-110 år siden, fandt man i en undersøgelse i det Nordøstlige USA, at nitratudvaskningen var højere i urørte skove end i de skove der havde været fældet (Goodale & Aber, 2001). Dette kunne forklares med den lave produktion og dermed lavere N-optag samt lidt større kvælstofpuljer i de urørte skove end de fældede skove.

Den globale opvarmning har for Danmark ind til nu betydet en forøgelse af vækstsæsonen med 21 dage de seneste 120 år (Olesen, 2002), hvilket sammen med den øgede tilgængelighed af N fra atmosfærisk nedfald kan være forklaringen på, at tilvæksten i skovene er steget gennem det sidste århundrede som dokumenteret af Skovsgaard & Henriksen (1996) og Andersen (1984). Fremtidige klimaændringer kan betyde yderligere temperaturstigninger, hyppigere og kraftigere storme samt ændrede nedbørsmønstre med potentielle effekter på skovene. Længere vækstsæson vil generelt have en positiv indflydelse på de fleste træarters vækst og dermed den potentielle tilbageholdelse af kvælstof i skovøkosystemet. Modsat betyder temperaturstigning øget omsætning af organisk materiale i jorden med mulighed for forøget nitratproduktion og udvaskning. To større feltforsøg illustrerer dette. I et kvælstofbegrænset skovøkosystem i Harvard Forest, Massachusetts målte man en stigende kvælstofmineralisering ved forhøjet temperatur, men det havde ingen effekt på udvaskning af nitrat, da træerne optog kvælstoffet ved øget tilvækst (Melillo m.fl., 2003). I en fjeldskov i Norge førte opvarmning til øget nitratproduktion og udvaskning, da træerne ikke kunne udnytte ekstra kvælstof fra mineralisering (Lükewille & Wright, 1997).

Belastninger som følge af skovdriften

En række skovdriftsmæssige tiltag kan enten fremme frigivelsen af kvælstof fra skovøkosystemet eller være med til at holde på kvælstoffet. Specielt ved afdrift og nyttilplantning kan der være nitratudvaskning i en periode, hvor kvælstofoptaget er lille. På basis af opgørelser i Skovstatistikken er det danske skovareal i tabel 1 fordelt på arealer med lav og øget risiko for nitratbelastning som følge af driftsmæssige tiltag. På grund af begrænsninger i Skovstatistikken er der medtaget arealer, hvor træerne er yngre end 10 år på tællingstidspunktet. Da nitratudvaskningen i nogle til-

fælde kun forekommer de første 5 år er arealet med øget risiko overvurderet, men giver dog et indtryk af omfang og udvikling i arealerne med risiko for en vis nitratudvaskning.

Tabel 1. Skovarealer med lav og øget risiko for nitratbelastning af grundvandet på grund af skovdriften i pct. af det totale skovareal (Larsen & Johannsen, 2002). Skovarealet steg fra 445.000 til 486.000 ha fra 1989 til 1999.

	1989	1999
		pct.
Arealer med lav risiko		
Intakt skovdække ældre end 10 år inkl. selvforyngelse eller plantning under skærm men ekskl. stormfald 1999/2000	93	87
Arealer med øget risiko		
Juletræer og pyntegrønt yngre end 10 år	2	5
Skovrejsning	1	3
Renafdrifter med kulturer yngre end 10 år	4	5
Stormfaldet i 1999/2000		4

Arealer med lav risiko for belastning af vandmiljøet er de arealer, vi normalt forbinder med ordet skov, nemlig der, hvor træerne er over mandshøjde (skovdækket er intakt). Dette gælder langt den største del af skovarealet, 87% i 1999. Afdrift og foryngelse kan ske med bevarelse af en del af skovdækket gennem selvforyngelse eller plantning under en skærm af gamle træer, hvorved risikoen for nitratudvaskning er lille. Disse metoder anvendes på 1-2% af skovarealet.

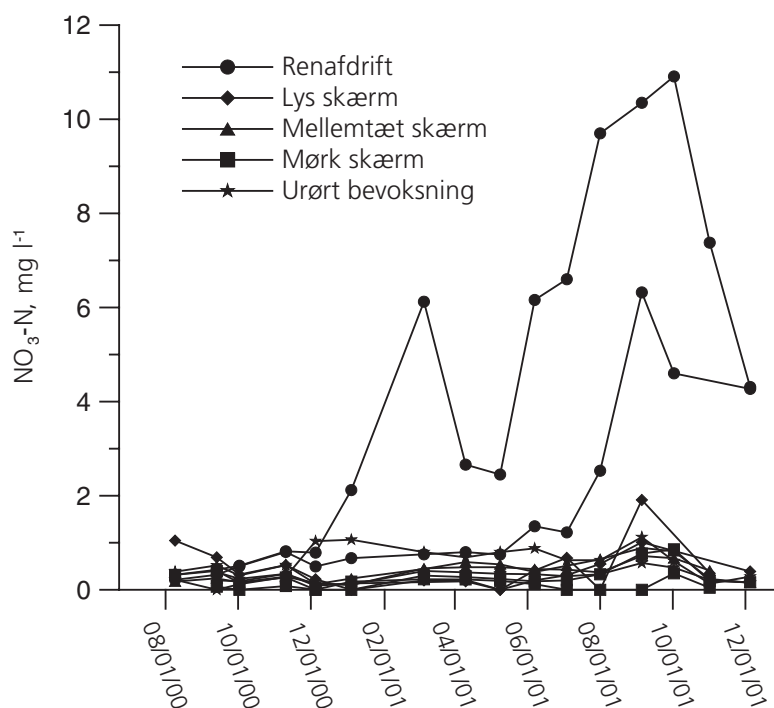
Arealer med øget risiko for belastning af vandmiljøet er arealer, hvor træerne er små, samt hvor der udføres mekanisk jordbearbejdning og anvendes herbicider samt gødning for at fremme træernes vækst og kvalitet. Det drejer sig om skovrejsningsarealer og kulturarealer efter renafdrift inklusiv stormfald samt arealer med juletræer og pyntegrønt. Som det fremgår af tabellen er skovarealet, hvor der er risiko for belastning af vandmiljøet steget fra 7% til 13% fra 1989 til 1999. Stigningen skyldes en udvidelse af arealet med juletræer og pyntegrønt og øget skovrejsning, begge dele på tidligere landbrugsjord. Oven i dette kom stormfaldet i 1999/2000, der berørte 4% af skovarealet.

Foryngelsesfasen

Ved renafdrift eller stormfald bliver jorden frilagt og en del af jordens kvælstof omsættes til nitrat. Samtidig er der kun et ubetydeligt kvælstofoptag i de nye træer og andre planter (figur 7). Derfor kan der i op til 5 år efter renafdrift eller stormfald optræde væsentligt forøget nitratudvaskning, indtil der er etableret ny vækstkraftig vegetation (Gundersen m.fl., 2004). Renafdrifter med efterfølgende kulturarealer udgjorde 4-5% af skovarealet i 1980-1999. I figur 8 er vist et eksempel på nitratudvaskning efter renafdrift og gentilplantning. Selv om dette er en skov på næringsfattig jord, når nitratkoncentrationen næsten op til grænseværdien på 50 mg/l. Samtidig var der også en del udvaskning af ammoniumkvælstof, der længere nede i jorden formentlig vil blive omdannet til nitrat. Som vist i figur 3 er der på nogle lokaliteter målt nitratkoncentrationer på over 100 mg/l i en periode efter renafdrift. En af de væsentligste faktorer for, hvor meget og hvor længe, der forekommer høj udvaskning, er genetableringen af et vegetationsdække af både bundflora og træer (Gundersen m.fl., 2004). Når først et

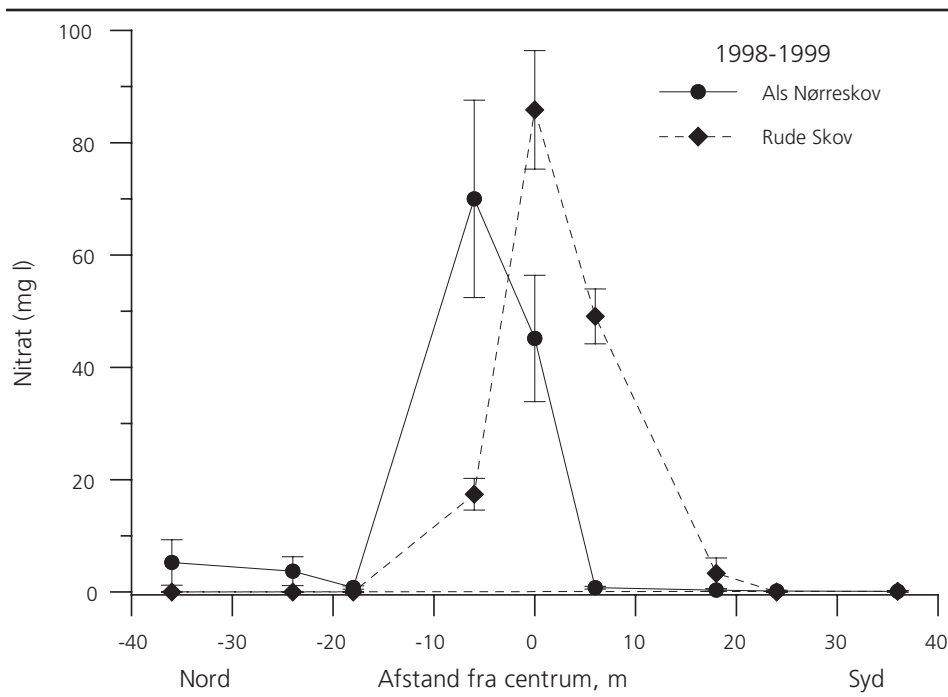
bunddække og dernæst træerne er veletablerede falder nitratkoncentrationen til nær nul og vil fortsætte med at være lav i en lang årrække, på grund af det store kvælstofbehov i en ung bevoksning (figur 7).

Det er tilladt at gødske kulturarealer i skov med maksimalt 15 kgN/ha/år indtil træerne har en gennemsnitshøjde på 3 m (Plantedirektoratet, 2001). Denne regel er især rettet mod løvtrækulturer på gammel hedejord, hvor det kan være vanskeligt at få kulturen i gang. I nåleskov kan skoven forynget uden renafdrifter ved plantning under skærm. Dvs. at den ældre bevoksning udtyndes kraftigt og der plantes under en "klimaskærm" af gamle træer. Denne metode anvendes især, hvis man ønsker at konvertere rødgranbevoksninger til løvtræ eller andre frostfølsomme arter. Her bliver vegetationsdækket i et vist omfang bevaret, i hvert fald nok til at der ikke forekommer nitratudvaskning uanset graden af udtynding i skærmen (figur 8).



Figur 8. Koncentrationer af nitrat i jordvand (90 cm dybde) ved renafdrift, ved tre grader af tynding i skærmen af gamle træer og i et stykke af den oprindelige bevoksning. De enkelte behandlinger er udført i to afdelinger i Gludsted Plantage i foråret 2000 (Vesterdal, 2002).

I løvskov går praksis mod mere naturnære driftsformer, der bl.a. bygger på selvforyngelse. Her kan man tilsvarende som for nåleskov forynge under skærm. En anden mulighed er gruppevis foryngelse, hvor man laver en lysning (lysbrønd) ved at fælde nogle få træer. Dette er i princippet en mini-renafdrift og medfører kraftig nitratudvaskning de første år, men ikke nødvendigvis på hele lysningens areal (figur 9). Samtidig vil rødder fra de omgivende træer vokse ind i lysningen og formentlig medvirke til hurtigere at reducere udvaskningen end på en stor renafdrift (Ritter & Vesterdal, 2000).



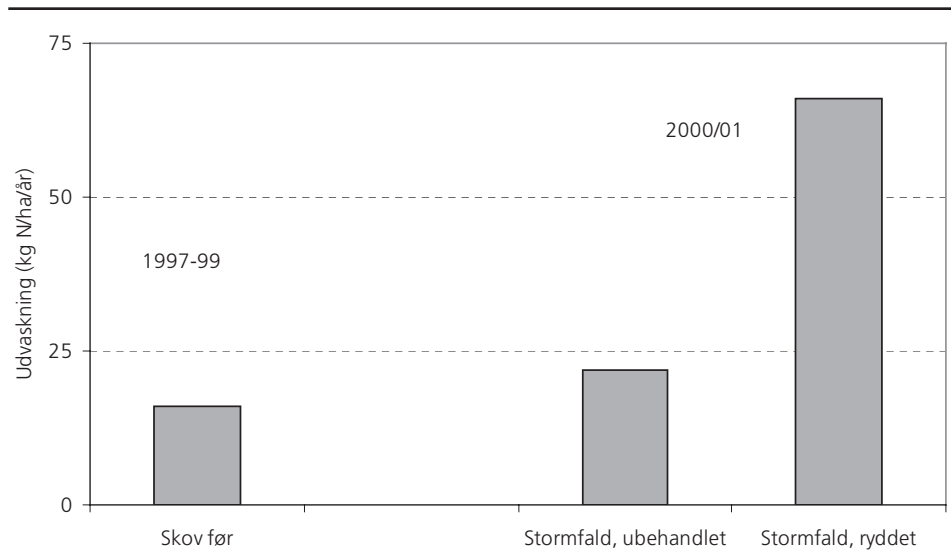
Figur 9. Nitratkoncentration i jordvand (90 cm dybde) på en linie igennem to lysninger (lysbrønde) i 90-årige bøgeskove. Lysningerne har en diameter på 20 m og blev etableret i vinteren 1996-97 ved fældning af 2-3 træer med det formål at fremme naturlig fornyelse (Ritter & Vesterdal, 2000).

Stormfald

På grund af omfanget repræsenterer stormfald en særlig risiko for påvirkning af vandmiljøet. Stormfaldet 1999/2000 udgjorde 4% af det danske skovareal. Stormfaldet var størst i det sydlige Jylland med 65% af det samlede stormfald, overvejende som fladefald i nåletræer. På disse arealer kan der de næste 5 år forekomme væsentlig øget nitratudvaskning svarende til en renafdrift (Schmidt & Gundersen, 2000). Når træerne vælter og senere bliver fjernet, bliver fordampningen mindre og dermed bliver nedsivningen og afstrømningen til grundvand, grøfter og vandløb større. Desuden går der på grund af omfanget længere tid med oprydning og gentilplantning end ved renafdrift og mineraliseringen og dermed nitratudvaskningen kan blive øget mere end på en renafdrift bl.a. på grund af rodvæltene, der øger opblandingen af det organiske lag med mineraljorden.

En af de undersøgte skove med høj kvælstofdeposition i figur 5 (Jels) veltede i stormen 1999. Her blev udviklingen i N-udvaskningen fulgt efter stormfaldet. Forud for stormfaldet var udvaskningen ca. 16 kg N/ha/år (figur 10). Efter stormfaldet steg udvaskningen, dels på grund af lavere planteoptag af kvælstof og øget mineralisering på arealet, og dels på grund af større nedsivning af vand. Det viste sig, at den benyttede oprydning- og kulturmetode var af betydning for udvaskningen (figur 10). Den ene halvdel af arealet blev liggende som urørt stormfald og her steg udvaskningen kun svagt til 22 kg N/ha/år. Selvforyngelsen, der var stor på området forud for stormfaldet, blev bevaret. Det kontinuerlige plantedække hindrede en stor stigning i udvaskningen af nitrat. På den anden halvdel blev arealet ryddet og selvforyngelsen blev stort set ødelagt og jorden blotlagt. Det gav en stor stigning i udvaskningen af nitrat til godt 60 kg N/ha/

år (figur 10). Nitratkoncentrationen var 50-70 mg/l svarende til niveauet i skoven før stormfaldet (figur 5), men på grund af mindre fordampning efter rydningen var nedsivningen og dermed udvaskningen væsentligt forøget i forhold til før stormfaldet. Foreløbige data fra tredje år (2002) efter stormfaldet tyder på, at nitratkoncentrationen er faldet væsentligt igen, også på det ryddede areal.



Figur 10. Udvasning af nitrat før og efter stormfald i ædelgran ved Jels. Efter stormfaldet blev den ene halvdel af arealet efterladt som urørt stormfald og den anden halvdel ryddet efter sædvanlig praksis (Schmidt & Gundersen, 2002).

Det er ikke kendt i hvilken grad valget af kulturmetode efter rydning af arealet kan påvirke udvaskningen. Som nævnt tidligere forventes hurtig genetablering af vegetationsdækket og begrænset jordbearbejdning at reducere udvaskningen. I øjeblikket undersøger *Skov & Landskab* (FSL), hvorledes forskellige kulturmetoder påvirker udvaskningen af nitrat efter stormfald.

Rødgran dækker i øjeblikket 45% af arealet med nåltræ eller 28% af det samlede skovareal i Danmark. Renbestande af rødgran er ikke særlig stormfaste. Øget temperatur og hyppigere og kraftigere storme vil derfor udgøre en trussel mod disse arealer og dermed for vandkvaliteten.

Juletræer og pyntegrønt

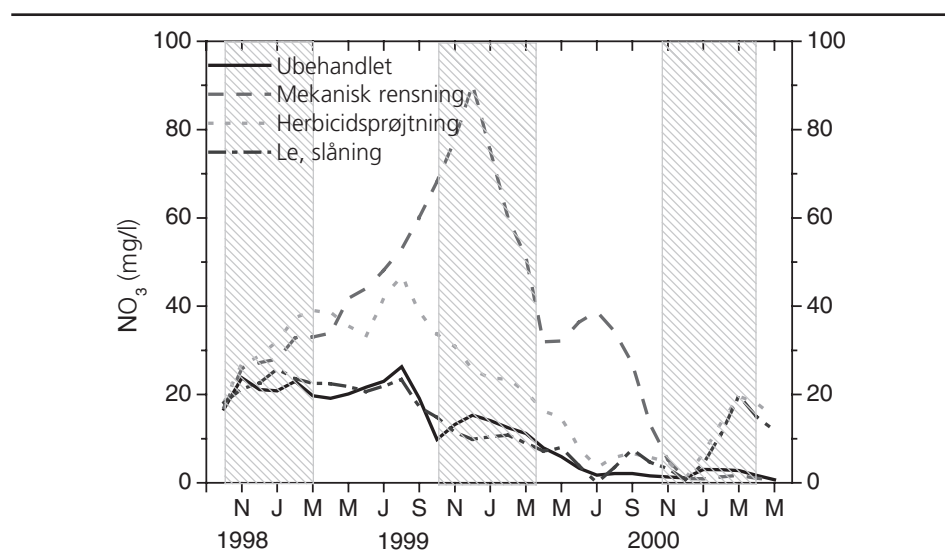
Juletræer og pyntegrønt er stort set den eneste arealanvendelse, hvor der bliver brugt gødning i væsentlige mængder i skove. Ligesom for andre afgrøder er der i forbindelse med Vandmiljøplan II indført gødningsnormer og krav om gødningsregnskaber. Gødningsnormen for juletræer og klippegrønt er 75 kg/ha/år (Plantedirektoratet, 2001). Det gælder dog som et maksimalt gennemsnit for arealer hos den enkelte skovejer. Dvs. at der er mulighed for at omfordele kvælstofgødning mellem arealer indenfor samme ejendom og reducere tildelingen til små træer ved punktgødsning og udnytte den sparede mængde til at "farvegødske" salgsklare juletræer (Christensen, 2001).

Risikoen for nitratudvaskning er størst i forbindelse med juletræer, fordi omdriften er kort. Høj udvaskning gælder især, hvor juletræerne er plantet på tidligere landbrugsjord, der i udgangspunkt er velgødet (se figur 3). Derimod vil udvaskningen fra ældre klippegrønthsbevoksninger formentlig være lav ved den tilladte gødningsmængde på 75 kgN/ha/år. Denne mængde kan være lavere end den mængde kvælstof, der bliver fjernet fra arealet i form af klippegrønt (Christensen & Pedersen, 2001). Der mangler viden om nitratkoncentrationer under klippegrønt. I tabel 1 er juletræer og pyntegrønt yngre end 10 år medregnet til arealer med øget risiko. Dette areal er fordoblet fra 2 til 5 pct. af skovarealet fra 1989 til 1999. Denne forøgelse er for den største del (11.000 ha) sket på tidligere landbrugsjord. Dvs. at juletræer har fortrængt andre landbrugsafgrøder, der ofte har højere nitratudvaskning end under juletræer.

Tidligere gødningspraksis har givetvis på grund af manglende viden medført høj nitratudvaskning fra juletræskulturer især på landbrugsjord. I nogle tilfælde har udvaskningen måske været større end ved almindeligt agerbrug. Dokumentation af udvaskningen i forsøg med forskellige gødningsmængder (Pedersen m.fl., 2000a) har dog ført til ændret gødningspraksis de senere år og dannet grundlag for de indførte gødningsnormer. Med den nuværende praksis er nitratkoncentrationen i vand, der forlader rodzonen under juletræer på skovjord, i de fleste tilfælde forhøjet, men under 50 mg/l (figur 3). Derimod tyder de hidtil udførte forsøg på, at koncentrationen under bredgødskede juletræer på tidligere landbrugsjord er omkring 50 mg/l, men varierende fra 25 til 100 mg/l (figur 3).

Gødsknings- og dyrkningsmetoder påvirker nitratudvaskningen betydeligt. Den anbefalede gødskningspraksis i juletræbevoksninger er søgt tilpasset kulturens kvælstofoptag og -behov (Christensen & Pedersen, 2002). På sandjord gødskes således ikke i det første år efter plantning, mens der punktgødskes med 4-8 g N pr. plante de følgende 4 år (svarende til 20-40 kg N/ha/år). På lerede jorde gødskes ofte ikke de første 5 år. I resten af omdriften (ca. 5 år) bredgødskes med gødningsnormen på 75 kg N/ha/år på både sand- og lerjorde. Ovennævnte nitratkoncentrationer mellem 25 og 100 mg/l fra forsøg repræsenterer denne fase. Ud fra undersøgelserne er der beregnet en udvaskning på 16-45 kg N/ha/år (korrigeret for spor) over denne sidste halvdel af omdriften. Den manglende eller reducerede gødskning i de første leveår antages at give anledning til en mindre udvaskning i størrelsesordenen 5-15 kg N/ha/år. Set over en hel 9-10-årig omdrift kan udvaskningen på typiske juletræarealer således anslås til mellem 15 og 25 kg N/ha/år afhængig af plantetæthed, sporbredder, gødningstildeling samt jordtype. Det betyder, at den gennemsnitlige nitratkoncentration i nedsviningsvand for et juletræareal set over en omdrift vil være lavere end vist i figur 3. Intensitet og metoder til ukrudtsbekæmpelse påvirker ligeledes udvaskningen (figur 11). Mekanisk ukrudtsbekæmpelse medførte i perioder nitratkoncentrationer på over 50 mg/l, mens herbicidsprøjtning medførte noget lavere koncentrationer og slåning/ubehandlet de laveste koncentrationer (20 mg/l). Der synes derfor at være mulighed for yderligere at reducere udvaskningen fra juletræskulturer gennem udvikling og optimering af gødsknings- og plejemetoder. Et væsentligt aspekt, hvor der mangler viden, er udvaskningen over en hel omdrift ved forskellig dyrkningspraksis.

Udvaskningen ved afdrift, jordbearbejdning og gentilplantning kan være af stor betydning for den samlede udvaskning over en omdrift idet denne fase udgør en stor del af omdriften. Metoder baseret på kontinuert drift med flere aldersklasser vil formodentlig reducere udvaskningen som i andre skovbevoksninger .



Figur 11. Nitrat i jordvand (90 cm dybde) ved forskellig metoder til ukrudtsbekæmpelse i en juletræskultur plantet 1994 ved Kirke Hvalsø på gammel skovjord (Pedersen m.fl., 2002)

Nitrat fra skovrejsning

Folketinget vedtog i 1989 et nationalt mål om at fordoble det danske skovareal over en periode på 80 - 100 år, hvilket nås med en årlig tilplantning af ca. 5.000 ha landbrugsjord. Hidtil har den faktiske tilplantning dog været noget mindre. Skovrejsningen i 1989-99, der ikke var med juletræer, udgjorde 3% af skovarealet eller ca. 15.000 ha (Larsen & Johannsen, 2002). Skovrejsningsmålet er stadig en integreret del af den danske skov-, natur- og miljøpolitik (Miljøministeriet, 2002), og skovrejsning indgår som instrument i arbejdet med grundvandsbeskyttelse (Skov- og Naturstyrelsen, 1999b). Målte nitratkoncentrationer i jordvand på skovrejsningsarealer kan være høje, som det fremgår af figur 3, især lige efter tilplantning, men i nogle tilfælde kan koncentrationen også overstige 50 mg/l på lidt ældre skovrejsningsarealer.

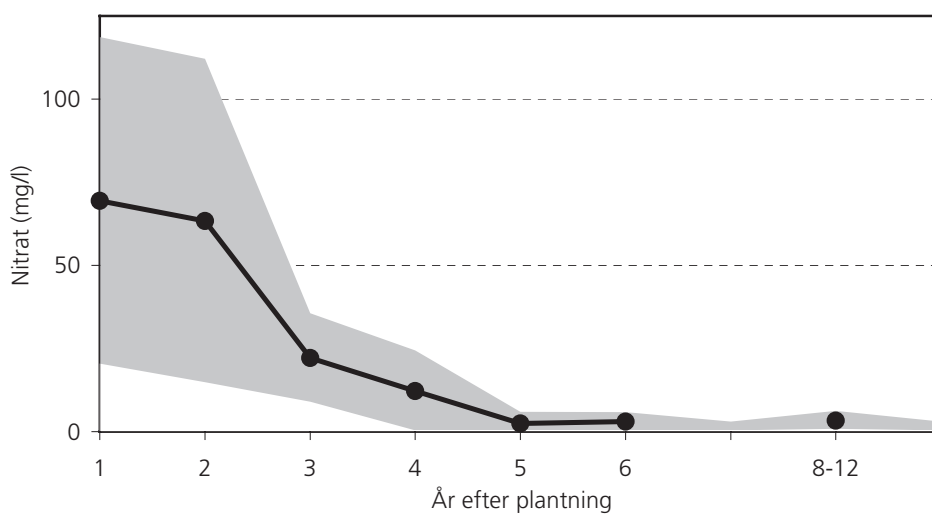
Rapporter om meget høj udvaskning (endog større end før tilplantning) det første år har ført til kritik i medierne af planerne om grundvandsbeskyttelse ved skovrejsning (f.eks. Pedersen, 2000). Der har været stor interesse for, hvor lang tid det tager før nitratkoncentrationen falder til det lave niveau, der er karakteristisk for gammel skov, når den almindelige årlige jordbearbejdning og tilførslen af kvælstof er ophørt. Et andet og på længere sigt vigtigere aspekt er, hvordan vandkvaliteten bliver i de nye skove, når de er vokset til. I dette afsnit sammenfatter vi således den nuværende viden om nitrat både i kulturfasen og i nye skove på længere sigt.

Kulturfasen

Gammel landbrugsjord indeholder meget kvælstof fra tidligere gødskning,

der de første år efter tilplantning kan omsættes til nitrat og udvaskes. Udvasningen vil især afhænge af, hvordan og hvor hurtigt ny vegetation (ukrudt så vel som træer) bliver etableret på et skovrejsningsareal. For at beskrive variationen i forløbet i nitratkoncentrationen efter tilplantning på agerjord har vi samlet resultaterne fra ni arealer i figur 12. Heri indgår i) fem punkter fra Kvadratnettet, der blev tilplantet indenfor perioden 86-93, hvor nitratkoncentrationen blev målt; ii) forsøgsarealer i Drastrup ved Aalborg og i Nørager vest for Hobro; samt iii) nyplantninger der indgår i tidsserier i Vestskoven ved København og i Gejlvang øst for Vorbasse. Fra forsøgsarealerne i Drastrup og Nørager er anvendt måledata fra dybdepløjede (reolpløjede) arealer, da dette i praksis er den mest udbredte etableringsmetode på lettere jorde.

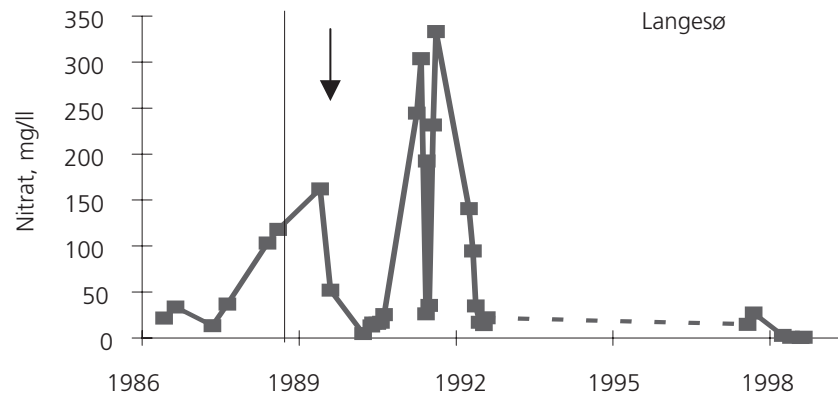
Ændringen i nitratkoncentrationen efter skovrejsning varierede fra en hurtig reduktion inden for det første år til en forøgelse af nitratkoncentrationen i forhold til før tilplantning. For flere af arealerne kendes nitratniveauet før tilplantning dog ikke. Høje koncentrationer over 50 mg/l forekommer kun de første 2 år og koncentrationen falder til et lavt niveau efter 5 år (figur 12). Otte til tolv år efter skovrejsning, hvor kulturerne var i god vækst, var nitratkoncentrationerne faldet til 4 til 10 mg/l, hvilket er indenfor niveauet i uforstyrret gammel skov (figur 12). Det kan således tage op til 5 år afhængig af jordbund, etableringssucces, tidligere anvendelse m.v. før nitratkoncentrationen er faldet til de lave niveauer, man normalt finder under skov. På dette tidspunkt i etableringsforløbet stiger kvælstofoptaget i træerne kraftigt jævnfør figur 7.



Figur 12. Forløbet af nitratkoncentrationen i jordvand efter skovrejsning på tidligere landbrugsjord, gennemsnit og standardafvigelse af 2-9 lokaliteter (år 1&2: n=9; år 3: n=7; år 4: n=5; år 5&6: n=2; år 8-12: n=3). Der er anvendt forskellige kulturmetoder og der indgår både løv-og nåletræer.

I kulturer på landbrugsjord udgør ukrudtskonkurrence et stort problem for overlevelse, vækst og kvalitet af de nyplantede træer. Hvis denne konkurrence reduceres mekanisk eller kemisk, er der risiko for øget kvælstofudvasning. Det er således vigtigt at finde den rette balance mellem tilstrækkelig renholdelse til etablering af skovkulturen og et passende planteoptag

af kvælstof i ukrudt (urter, græs) og træer. Data fra Langesø i figur 13 illustrerer dette forhold. Efter etablering af skovkulturen faldt nitratkoncentrationen til nær nul (år 2), men kulturen var hæmmet af kraftig græsvækst. Problemet blev "løst" ved kemisk bekæmpelse med herbicider ad to omgange, hvilket gav spidskoncentrationer over 300 mg/l i år 3 og 4.

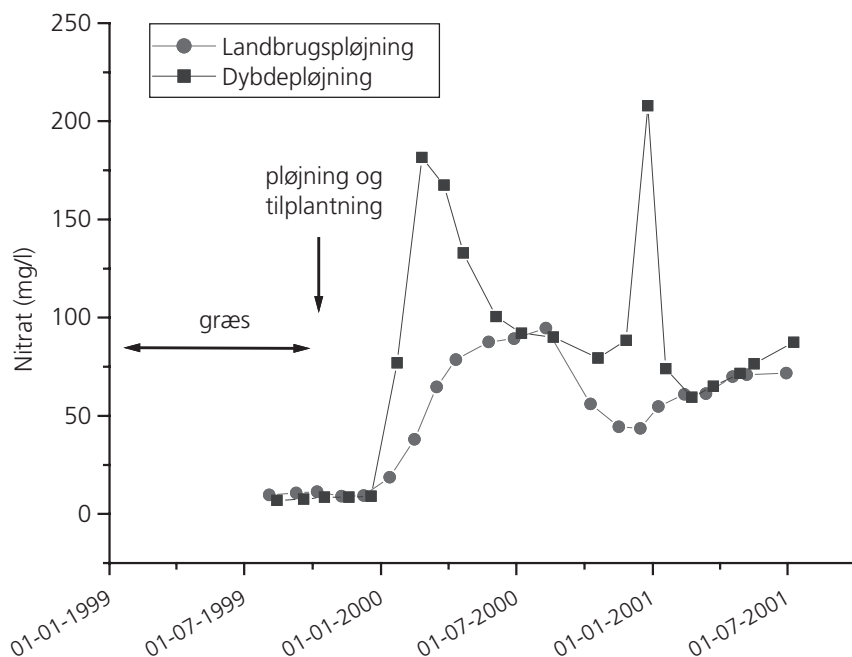


Figur 13. Nitratudvaskning på et skovrejsningspunkt i Kvadratnettet. Målingerne blev foretaget i vinterhalvåret (udvaskningssæsonen) fra 1986-93 og igen 1998-99 (Hansen & Vesterdal, 1999). Den lodrette streg markerer tidspunktet for plantning af en rødgran-kultur. Pilen viser, hvornår første kemisk ukrudtsbekæmpelse fandt sted.

Hidtil har der været meget lidt viden om nitratudvaskning i forhold til kultur- og renholdelsesmetoder ved skovrejsning. Dette er nu belyst i to forsøg på sandjord, hvor nitratkoncentrationen er blevet fulgt efter tilplantning i Drastrup (Gundersen m.fl., 1999; 2001) og i Nørager (Pedersen m.fl., 2000b; Riis-Nielsen m.fl., 2001). Resultaterne fra de første to år efter tilplantning er sammenstillet i det følgende.

Dybdepløjning (eller reolpløjning som det ofte kaldes), hvor pløjelaget bliver lagt ned under et 10-20 cm tykt lag mineraljord, er en meget udbredt teknik ved forberedelse af et kulturareal til skovrejsning (eller plantning af juletræer). Det giver en meget sikker kulturetablering, først og fremmest pga. lavt ukrudtstryk og nedsat fordampning. I begge forsøg blev plantning efter dybdepløjning sammenlignet med plantning efter almindelig landbrugspløjning uden yderligere ukrudtsbekæmpelse. I Drastrup steg nitratkoncentrationen kraftigt efter både dybdepløjning og landbrugspløjning og efterfølgende plantning. Koncentrationerne nåede 100 mg/l ved landbrugspløjning mod 200 mg/l ved dybdepløjning (figur 14). Tilsyneladende er der en kraftig produktion af nitrat i det gamle pløjelag, der ved dybdepløjning bliver lagt ned i 30-70 cm dybde. Når nedsivningssæsonen starter bliver den ophobede nitrat udvasket (figur 14). Den beregnede udvaskning over perioden var 40 kg N/ha/år efter landbrugspløjning og knap 100 kg N/ha/år efter dybdepløjning. I Nørager blev der fundet tilsvarende resultater fra den første udvaskningssæson, hvor udvaskningen blev anslået til henholdsvis 30-40 og 90-130 kg N/ha/år for de to jordbehandlinger (Pedersen m.fl., 2000b). Allerede i den anden udvaskningssæson i Nørager faldt nitratkoncentrationen imidlertid til kun 15 mg/l for dybdepløjningen, mens koncentration fortsat var omkring 40 mg/l for landbrugspløjningen. I det

trede år fortsatte udviklingen således, at den samlede udvaskning fra dybdepløjningen nu var lavere end fra landbrugspløjningen.



Figur 14. Nitratkoncentrationer i jordvand (90 cm) ved forskellig jordbearbejdning og tilplantning på en sandet landbrugsjord ved Drastrup i Aalborg (Gundersen m.fl., 2001).

På et andet forsøgsareal ved Drastrup blev en alternativ tilplantningsmetode afprøvet. På arealet var nitratudvaskningen på 2 år blevet reduceret til nær nul ved braklægning. Træerne blev plantet med større afstand end normalt (2,5 x 2,5 m) i kulegravede plantehuller i den eksisterende græs- og urtevegetation. Kulegravning svarer til en "punktvis" dybdepløjning i huller på 1x0,7 m. Plantning i kulegravede huller gav ikke noget måleligt udslag i nitratkoncentration og udvaskning, formentlig fordi plantedækket blev bevaret stort set intakt.

Renholdelse med herbicider på det landbrugspløjede areal i Nørager gav kun en lille forøgelse i udvaskningen af nitrat i forhold til arealer uden renholdelse det første år, mens udvaskningen ved meget intensiv mekanisk renholdelse efter landbrugspløjning var i størrelsesordenen 200 kg N/ha/år med koncentrationer mellem 60 og 240 mg/l (Pedersen m.fl., 2000b). I det andet år forholdt det sig omvendt, idet udvaskningen ved mekanisk renholdelse, hvor træerne var bedst etableret, var den samme som i kontrolbehandlingen uden renholdelse. I pesticidbehandlingen var nitratkoncentrationen oppe på 150 mg/l, hvilket kan have sammenhæng med effektiv bekæmpelse af et kløverdække, der havde udviklet sig det første år.

Det kan således være svært at generalisere ud fra kun to forsøg, da lokale forhold har væsentlig betydning. Samtidig kan den akkumulerede effekt over hele kulturfasen være forskellig fra, hvad der er observeret de første to år. De seneste tal fra Nørager-forsøget peger på at forskellene mellem behandlinger udjævner sig over flere år. Med disse forbehold kan de under-

søgte tilplantningsmetoder fra Drastrup og Nørager rangordnes som følger med hensyn til N-udvaskning på kort sigt (de to første år):

- Kulegravede huller i etableret vegetationsdække (1 kg N/ha/år)
- << Landbrugspløjning, ingen renholdelse (40 kg N/ha/år)
- = Landbrugspløjning, moderat renholdelse med pesticid
- < Dybdepløjning (50-100kg N/ha/år)
- = Landbrugspløjning, intens renholdelse med pesticid
- = Alm. landbrugsdrift
- < Landbrugspløjning, intens mekanisk renholdelse (>100 kg N/ha/år).

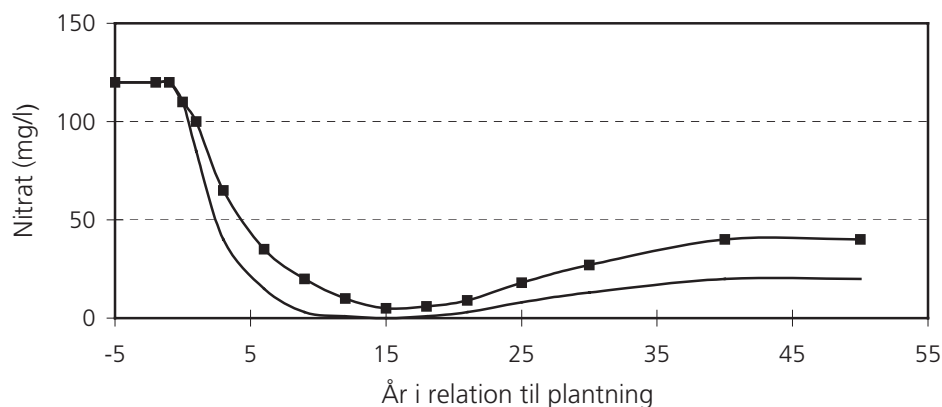
Det er især intensiteten af jordbearbejdningen, der har betydning på kort sigt. Ved ønske om skovrejsning på arealer, hvor grundvandsbeskyttelse har høj prioritet, må man overveje tilplantningsmetoden, hvis det er vigtigt, at nitratudvaskningen falder så hurtigt som muligt. I så fald kan metoden med kulegravede huller være en mulighed. Metoder baseret på såning eller kombinationer af tilplantning og naturlig succession er andre lovende muligheder, hvis man kan vente lidt længere på at få etableret skoven. Anvendelsen af alternative kulturmetoder med lidt eller ingen jordbearbejdning er meget lidt udbredte, og skal de bruges, er der behov for udvikling og demonstration med hensyn til teknik, økonomi, overlevelse, skovbillede, naturindhold, N-udvaskning mv. Mindre intensive metoder kan dog begrænse træartsvalget til pionertræarter, hvilket kan være et problem i forbindelse med bynære skove, hvor man ønsker bøg eller andre vanskeligere træarter introduceret meget hurtigt.

De nye skove

Efter kulturfasen er træernes kvælstofbehov stort indtil kronetaget lukker efter ca. 20 år (figur 7). I perioden indtil dette tidspunkt vil de nye skove kunne optage alt tilgængeligt kvælstof og træerne vil formentlig i perioder være kvælstofbegrænsede. På det lidt længere sigt kan der imidlertid blive overskud af kvælstof igen på grund af den forholdsvis høje kvælstofdeposition i Danmark (15-40 kgN/ha/år). Kvælstoforbruget til vedtilvækst i ældre skove udgør kun 5-10 kgN/ha/år, hvor 5 kgN/ha/år gælder for de ringere jorde og 10 kgN/ha/år for de bedre jorde (figur 7).

Hvis den tidligere landbrugsjord stort set ikke kan akkumulere mere kvælstof, må et kvælstofoverskud fra depositionen nødvendigvis udvaskes som nitrat. Med en nedsivning på ca. 200 mm kan man forudsige at nitratkoncentrationen vil nå op på 20-40 mg/l i den ældre skov (figur 15). Forløbet af kurverne i figur 15 de første år svarer til det observerede fald i koncentrationer i nyplantede skove (figur 12). At koncentrationerne vil stige i de lidt ældre skove beror på at jorden som nævnt ikke kan tilbageholde kvælstof. Denne antagelse er begrundet i to forhold: landbrugsjordens evne til at omdanne kvælstof til nitrat og jordens høje kvælstofindhold.

Landbrugsjord har en hurtig kvælstofomsætning, der ved nitrifikation omdanner alt tilgængeligt kvælstof til nitrat. Undersøgelser af opgivne nu skovbevoksede landbrugsjorde i nordøst USA og i Nordfrankrig viser, at



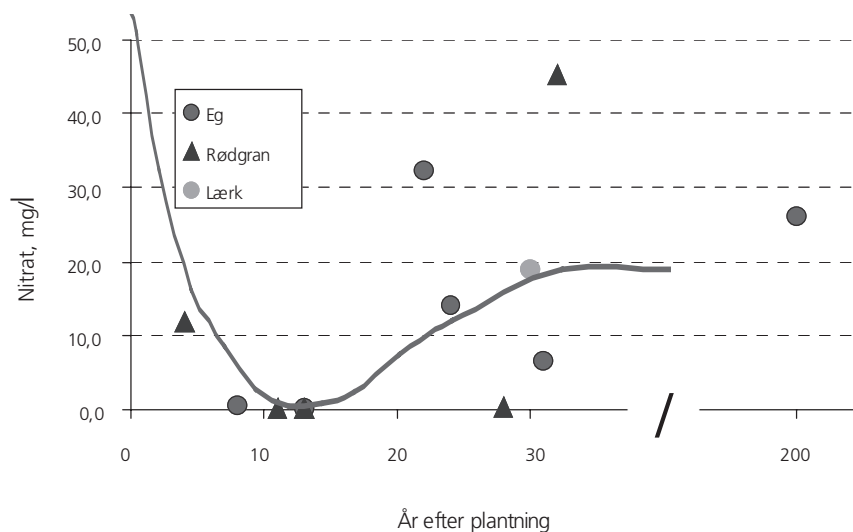
Figur 15. Hypotese for udviklingen i nitratkoncentrationen under rodzonen efter skovrejsning på agerjord (Gundersen m.fl., 1999). Nitratkoncentrationen under landbrugsdrift er sat til 120 mg/l. Forudsætningerne er 1) agerjorden indeholder et stort N-lager (C/N-forhold ofte under 10), der vil give den kommende skov høj N-status; 2) i den sene kulturfase og indtil kronetaget lukker (år 5-20) har bevoksningen et stort N-behov; 3) efter kronen er lukket falder N behovet og træerne kan ikke længere optage nedfaldet fra luften og N-overskuddet udvaskes; 4) luftforureningen med kvælstofforbindelser fortsætter på det nuværende niveau på 15-40 kgN/ha/år, dvs. et overskud på 10-30 kg N/ha/år i forhold til tilvæksten. De to kurver illustrerer forskellen mellem høj og lav kvælstofdeposition.

jorden stadig har bevaret en højere nitrifikationsaktivitet (set i forhold til permanent skovjord) mere end 100 år efter landbrugsdriften blev opgivet (Compton m.fl., 1998; Jussy m.fl., 2002). Disse meget gamle landbrugsjorde har ikke været gødet i det omfang vi kender i dag, men har altså stadig "aftryk" af landbrugsdriften i kvælstofkredsløbet.

Nutidens landbrugsjord er velgødskede og har et lavt C/N-forhold, typisk under 10. Dette medfører, at skove på disse jorde også vil få lave C/N-forhold i det organiske lag, der efterhånden opbygges. De nye skove vil derfor ligge i venstre side af figur 6, hvor der er risiko for nitratudvaskning ved fortsat kvælstofbelastning fra luften.

I Danmark er mange skove plantet på jord, der har været opdyrket på et tidspunkt, men kun skove plantet efter 1960 har været pløjet, gødsket og kalket i et omfang der blot med tilnærmelse ligner omfanget for nutidens landbrugsjorde. Det er derfor svært at undersøge, hvorvidt forudsigelsen om kvælstofudvaskning fra fremtidens nye skove er korrekt. Vestskoven ved København er dog et område, hvor der siden 1969 gradvist er tilplantet på god leret landbrugsjord. Ved at måle nitratindholdet i jordvand i bevoksninger af eg, rødgran og lærk med forskellig tilplantningsår (figur 16) har det været muligt at undersøge om nitratkoncentrationen forløber som forudsagt i figur 15. Foreløbige resultater fra Vestskoven viser klart, at nitratkoncentrationerne er lave i de unge bevoksninger efter kulturstadiet, men efter 20-årsalderen stiger koncentrationerne i 5 ud af 6 bevoksninger. Der er stor variation, men som gennemsnit omkring de 20 mg/l, der var beregnet for lav deposition som må forventes i Vestskoven. Den 200-årige egebevoksning er den, der allerede er omtalt i forbindelse med figur 3. Tilsvarende målinger er påbegyndt i rødgranbevoksninger på sandjord i Gejlvang ved Randbøl Hede. Her stiger nitratkoncentrationerne ligeledes med alderen dog til et noget lavere niveau. Den ældste bevoksning er fra 1960

og kan derfor ikke være gødet i så stort omfang i forbindelse med det daværende landbrug.



Figur 16. Nitrat i jordvand (90 cm dybde) i 11 bevoksninger fra Vestskoven 2000/01 med forskellig alder efter tilplantning på landbrugs- og gartnerijord. Den 200 år gamle egebevoksning ligger tæt på Vestskoven og er også plantet på jord, der har været opdyrket. Kurven svarer til forudsigtelsen i figur 15, for lav kvælstofdeposition.

Vejen til grundvandet

At der forekommer nitrat i det vand der siver ned mod et grundvandsmagasin, betyder ikke nødvendigvis at grundvandet (der evt. anvendes til drikkevand) bliver forurenede med nitrat. Mange steder kan nitrat blive fjernet fra vandet ved kemiske eller mikrobiologiske processer i de dybere jordlag.

I iltfrie lommer eller mikro-sites i og under rodzonen foregår biologisk omdannelse af nitrat (denitrifikation), hvor mikroorganismer reducerer nitrat og nitrit til kvælstofgasser, N_2 , NO_2 eller N_2O . Dette kræver tilstedeværelse af organisk stof som føde for mikroorganismene. Da den biologiske omdannelse af nitrat er afhængig af tilstedeværelsen af organisk stof vil den være størst nær overfladen. Eksempler på meget høj denitrifikation har knyttet sig til områder med højt og fluktuerende grundvandsspejl kombineret med tilførsel af nitratholdigt overfladevand. Fjernelse af nitrat ved denitrifikation påvirker vandkvaliteten positivt, men skaber måske et andet miljøproblem i form af emission af f.eks. den kraftige drivhusgas N_2O . Generelt foreligger der få undersøgelser af, hvad skoves dræningstilstand betyder for vandkvaliteten og drivhusgasemissionen.

Nitrat kan fjernes fra de dybere jordlag gennem kemisk nitratreduktion, men dette kræver ligeledes bl.a. iltfrie betingelser. Siden den sidste istid er de øvre jordlag blevet iltet ved diffusion af gasformig ilt ned gennem jorden eller af ilt i nedsivningsvandet. Unge jorde, dvs. jorde fra Weichsel istiden, kan have en iltet zone på få meter, hvorimod ældre jorde, f.eks. bakkeøerne i Vestjylland, ofte har været udsat for en iltningproces over

100.000 år og kan være iltet ned til 50 meters dybde (Ernstsen m.fl., 2001). I områder med tykke sandaflejringer eller kalk- og kridtaflejringer går den iltede zone ofte langt ned i grundvandsmagasinerne, mens lerede aflejringer kun er iltet nogle få meter ned. Under iltningsfronten i grundvandsmagasinet vil tilbageværende nitrat blive reduceret af især svovl og jernforbindelser.

I en arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen (Ernstsen m.fl., 2001) inddeles de danske jorde i tre kategorier efter nitratreduktionskapacitet. I iltede lag, hvor nedsvivningsvandet passerer uden ændringer i nitratkoncentrationen, betegnes nitratreduktionskapaciteten som lav. Middel reduktionskapacitet er der i de jorde, hvor nitrat delvist omdannes i den iltede zone, hvorimod områder med høj reduktionskapacitet har omdannet alt nitraten til andre N-forbindelser i den iltede zone.

Forhold vedrørende nitratreduktionskapacitet vurderes ved udpegning af "indsatsområder med hensyn til nitrat" i forbindelse med amternes vandressourceplanlægning. Amterne vil således have oplysninger om eller vurderinger af risikoen for at nitratnedsvivning i et konkret opland vil føre til forurening af grundvand/drikkevand med nitrat.

Konklusioner og anbefalinger

Nitratudvaskningen er ubetydelig på 70% af skovarealet. På 10% af arealet er nitratkoncentrationen under rodzonen over drikkevandskravet på 50 mg/l og udvaskningen er betydelig.

Luftforurening med kvælstof og jordbundens kvælstofstatus er de væsentligste betydende faktorer for nitratudvaskningen i bevoksninger ældre end 20 år. Luftforurening tilfører 15-40 kgN/ha/år, mens behovet til vedtilvækst i disse bevoksninger kun er 5-10 kgN/ha/år. På de næringsfattige tidligere hedejorde, der udgør en stor del af vores skovjorde, bliver kvælstofoverskuddet tilbageholdt i jorden, og udvaskningen er lav. På mere næringsrige jorde vil der ofte være en vis nitratudvaskning i ældre bevoksninger. Luftforurening med ammoniakkvælstof, der lokalt i områder med mange husdyr kan være høj, kan medføre betydelig nitratudvaskning. Endvidere har små skove højere nitratudvaskning end større skove på grund af større kvælstofbelastning i randene.

Yngre bevoksninger (5-20 år) har et relativt stort kvælstofbehov, hvorfor udvaskningen i denne periode vil være lav under alle forhold (undtaget i pyntegrønt, hvor der bliver gødsket). Løvskov har lavere kvælstofdeposition end nåleskov og derfor også lavere nitratudvaskning end nåleskov plantet på samme areal.

I foryngelsesfasen ved renafdrift og stormfald, samt ved juletræsdyrkning er nitratudvaskningen ofte høj. De første 3-5 år er nitratkoncentrationen ofte over drikkevandskravet på 50 mg/l. Andelen af skovarealet hvor der er risiko for forøget nitratbelastning, er steget fra ca. 7% i 1989 til 13% i

1999. For en stor del skyldes stigningen dog tilplantning på landbrugsjord (juletræer og skovrejsning), hvilket kan reducere udvaskningen i forhold til den tidligere jordbrugsanvendelse. Hertil skal lægges det store stormfald i 1999/2000 der udgør yderligere 4% af skovarealet.

Juletræsdyrkning er formentlig den arealanvendelse indenfor skovbruget, hvor der gennem fortsat optimering eller ekstensivering af dyrkningsmetoderne kan opnås yderligere reduktioner i nitratudvaskningen ud over den reduktion der allerede er sket de senere år. Især ved dyrkning på tidligere landbrugsjord forekommer der høje nitratkoncentrationer, som dog i de fleste tilfælde vil være lavere end fra traditionelle landbrugsafgrøder.

Plantning af skov på landbrugsjord medfører en betydelig reduktion af nitratudvaskningen allerede i løbet af 3-5 år uanset kulturmetode. På grund af højt kvælstofindhold i landbrugsjorden og luftforurening med kvælstof er der risiko for, at nitratudvaskningen fra nye skove ikke vil blive så lav som i gamle skove. Niveaet vil især afhænge af luftforureningsbelastningen. Da fordampningen er større fra skov end fra åbent land, vil nedsivningen blive reduceret ved skovrejsning. Nitratkoncentrationen bliver derfor ved samme udvaskningsniveau (i kgN/ha/år) højere fra skov end fra åbent land. Med det nuværende luftforureningsniveau kan nitratkoncentrationen i de nye skove blive mellem 20 og 40 mg/l.

Grundvandsbeskyttelse vil være et blandt flere driftsformål, der skal afvejes i den langsigtede planlægning så vel som i den daglige drift. De skovdriftsmæssige muligheder vil afhænge af, om der allerede udvaskes nitrat fra skoven, om luftforureningsniveauet er højt eller om skoven er plantet på tidligere landbrugsjord. Ud fra den nuværende viden har vi følgende generelle anbefalinger for udformning og drift af skov, hvor grundvandsbeskyttelse er højt prioriteret.

På kulturarealer (efter renafdrift og stormfald, ved skovrejsning og i juletræer) vil hurtig etablering af vegetation (ukrudt så vel som træer) medføre reduceret udvaskning. Så lidt jordbearbejdning som muligt og moderat ukrudtsbekæmpelse giver lavere udvaskning. Disse forhold skal dog vejes imod ønsket om god etablering af skov der vil reducere udvaskningen de følgende år (lidt højere udvaskning de første par år kan opvejes af lavere udvaskning de følgende). Hurtigtvoksende ammetræer er en mulighed, men rødæl bør ikke anvendes i større omfang, da denne art er kvælstoffixerende. Dybdepløjning (reolpløjning) ser ud til at øge udvaskningen på kort sigt (2 år) i forhold til metoder, med mere overfladisk jordbearbejdning, men nogle resultater peger på, at udvaskningen derefter reduceres hurtigere ved dybdepløjning. Tilsvarende øger intensiv mekanisk renholdelse udvaskningen i forhold til anvendelse af herbicider på kort sigt. Endelige konklusioner om kulturmetoder bør dog afvente forsøgsresultater der dækker hele kulturstadiet.

Anvendelse af ekstensive kulturmetoder baseret på såning eller forskellige grader af naturlig indvandring er alternativer, der formentlig hurtigt vil reducere udvaskningen. På dette felt savnes demonstrationsarealer og dokumentation af effekten på udvaskning.

Hvor det er muligt kan foryngelsesmetoder baseret på naturnære principper med selvfor yngelse eller plantning under skærm anvendes. Især plantning under skærm afværger nitratudvaskning, hvis skærmen holder de første 3-5 år, og afvikles gradvist.

Fleretageret, uensaldrende bevoksninger har et mere konstant og større kvælstofoptag end i traditionelt drevne ensaldernede bevoksninger, og man undgår renafdriftssituationen. Dyrkningssystemer, der fremmer den varierede bevoksningsstruktur, vil således reducere risikoen for nitratudvaskning (og reducere udvaskningen i skove, der allerede har forøget nitratudvaskning). Om dette også gælder for blandingsbevoksninger i forhold til monokulturer er uvist.

Det vedvarende skovdække bør bestå overvejende af løvtræ. Løvskov har lavere kvælstofdeposition og højere nedsivning end nåleskov, hvilket resulterer i lavere nitratkoncentrationer. Bevoksninger af overvejende lystræer (f.eks. ask og eg) vil være relevante, da de desuden har en veludviklet bundflora. Lærk er en undtagelse blandt nåletræarterne, der som løvfældende har et lavere vandforbrug og lidt lavere deposition end andre nåletræarter (måske svarende til løvtræer). Samtidig har lærk et relativt svært nedbrydeligt strøfald, der kan bidrage til at binde både C og N på kvælstofrige jorde. Et forhold der bør undersøges nærmere.

Kronedækket bør ikke være for tæt (lysåben skov, hård hugst), da kvælstofdepositionen bliver svagt reduceret ved reduceret kronedække. Endvidere bliver reduktionen i grundvandsdannelsen mindre ved mindre kronedække. Man bør undgå indre vindeksponerede rande, da kvælstofdepositionen er høj i rande. Ligeledes bør skovrejsningen foregå i større sammenhængende områder.

Udnyttelse af småt dimensioneret træ (evt. til bioenergi), kan overvejes som en mulighed for at fjerne næringsstoffer fra et areal med rigelig kvælstofforsyning, f.eks. på tidligere landbrugsjord. Betydelige mængder kvælstof kan fjernes fra arealet især ved heltræsudnyttelse. Biomasseudnyttelsen skal i så fald afbalanceres i forhold til jordens forsyning af andre næringsstoffer eller der skal kompenseres for næringsstoffetab med gødning eller tilbageføring af træasken.

Litteratur

Andersen, K.F. (1984).

Stigende produktion i hedeplantagerne. *Vækst*, 6/84, 11-13.

Bak, J., Tybirk, K., Gundersen, P., Jensen, J.P., Conley, D. & Hertel, O. (1999).

Natur- og miljøeffekter af ammoniak. Ammoniakfordampning - redegørelse nr. 3. Danmarks Miljøundersøgelser, 66 s. <http://www.agrsci.dk/ammoniak/Natur%20og%20miljoe.html>

Beier, C. & Gundersen, P. (1993).

Luftforurening i bevoksningsrande. *Videnblad Skovbrug*, 8.4-1.

Forskningscentret for Skov & Landskab, Hørsholm, 2 pp.

- Callesen, I., Thormann, A., Raulund-Rasmussen, K., Stryhn, H. & Østergaard, H.S. (1996).*
Nitrat-koncentrationen i jordvand under danske skove. Dansk Skovforenings Tidsskrift, **81**, 73-94.
- Callesen, I., Raulund-Rasmussen, K., Gundersen, P. & Stryhn, H. (1999).*
Nitrate concentrations in soil water below Danish forests. Forest Ecology and Management, **114**, 71-82.
- Christensen, C.J. (2001).*
Kvælstofnormer for skov- og pyntegrøntkulturer. Videnblade skovbrug, 4.8-1. Forskningscentret for Skov & Landskab, Hørsholm, 2 pp.
- Christensen, C.J., & Pedersen, L.B. (2001).*
Næringsstoffer i nobilisklippegrønt – en syntese af gamle anbefalinger. Videnblade Pyntegrønt, 5.9-21. Forskningscentret for Skov & Landskab, Hørsholm, 2 pp.
- Christensen, C.J., & Pedersen, L.B. (2002).*
Gødningsstrategier for nordmannsgran. Skov & Landskabskonferencen 2002, Center for Skov, Landskab og lanlægning, p. 85-91.
- Compton, J.E., Boone, R.D., Motzkin, G. & Foster, D.R. (1998).*
Soil carbon and nitrogen in a pine-oak sand plain in central Massachusetts: Role of vegetation and land-use history *Oecologia*, **116**, 536-542.
- de Vries, W. & Jansen, P.C. (1994).*
Effects of acid deposition on 150 forest stands in the Netherlands. 3. Input output budgets for sulphur, nitrogen, base cations and aluminium. Wageningen, the Netherlands, DLO-Winand Staring Centre for Integrated Land, Soil and Water Research, Report 69.3, 60 pp.
- Emmett, B.A., Reynolds, B., Stevens, P.A., Norris, D.A., Hughes, S. Görres, J. & Lubrecht, I. (1993).*
Nitrate leaching from afforested Welsh catchments – Interactions between stand age and nitrogen deposition. *Ambio*, **22**, 386-394.
- Ernstsen, V., Henriksen, H.J. & von Platen, F. (2001).*
Principper for beregning af nitratreduktion i jordlagene under rodzonen, Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 24, 2001 54 pp., <http://www.mst.dk/udgiv/publikationer/2001/87-7944-713-9/html/>
- GEUS (2001).*
Grundvandsovervågning 2001. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, Miljø- og Energiministeriet (ISBN 87-7871096-0), 115 pp.
- Goodale, C.L. & Aber, J.D. (2001)*
The long-term effects of land-use history on nitrogen cycling in Northern hardwood forests. *Ecol. Appl.*, **11**(1), 253-267.
- Grant, R. & Blicher-Mathiesen, G. (2002).*
Kvælstofudvaskning – empiriske modeller. *Jord & Vand*, **9**, 67-71.
- Gundersen, P., Callesen, I. & de Vries, W. (1998).*
Nitrate leaching in forest ecosystems is controlled by forest floor C/N ratio. *Environmental Pollution*, **102**, 403-407.
- Gundersen, P. (red.), Matthesen, P., Buttenschøn, R., Jensen, F.S., Riis-Nielsen, T., Callesen, I., Vesterdal, L. & Ramhøj, G. (1999).*
Skovrejsning og vedvarende græsarealer - Drastrup projektet. Aalborg Kommune, 68 s.

- Gundersen, P., Friis, E. & Hansen, K. (2001).
Nitratudvaskning fra skovrejsning og vedvarende græsarealer 1998 - 2001. Drastrup projektet. Ålborg Kommune og Forskningscentret for Skov & Landskab, Hørsholm. 30 pp., <http://www.aalborg.dk/serviceomraader/energi+og+miljoe/vand/jordvand01.pdf>
- Gundersen, P., Hansen, K., Bastrup-Birk, A., Schmidt, I.K., Pedersen, L.B., Callesen, I., Vesterdal L. & Raulund-Rasmussen, K. (2002).
Nitrat i vand under skove. Videnblade Skovbrug 8.5-18, Forskningscentret for Skov & Landskab, 2 pp.
- Gundersen, P., Schmidt, I.K. & Raulund-Rasmussen, K. (2004).
Leaching of nitrogen from temperate forests – effects of air pollution and forest management. In: Forests and Water (Eds. R. Vertessy and H. Elsenbeer). IUFRO, under udgivelse.
- Hansen, K. (ed.) (2003)
Næringsstofkredsløb i skove - Ionbalanceprojektet. - Forest & Landscape Research, No. 33-2003. Danish Forest and Landscape Research Institute, Hørsholm. x+300 pp.
- Hansen, K. & Vesterdal, L. (1999).
Skovrejsning – nitratudvaskning, jordens pH og kulstofbinding. Videnblade Skovbrug nr. 4.6-9, Forskningscentret for Skov & Landskab, 2 pp.
- Jussy, J.H., Koerner, W., Dambrine, E., Dupouey, J.L. & Benoit, M. (2002).
Influence of former agricultural land use on net nitrate production in forest soils. European Journal of Soil Science, **53**, 367-374.
- Kristensen, H.L., Gundersen, P., Callesen, I. & Reinds, G. In review.
Atmospheric N Deposition Influences Soil Nitrate Concentration Differently in European Coniferous and Deciduous Forests. Ecosystems XX, yy-zz.
- Larsen, P.H. & Johannsen, V.K. (2002).
Skove og Plantager 2000. Danmarks Statistik, Skov & Landskab, Skov- og Naturstyrelsen ISBN 87-501-1287-2, 171 pp.
- Lükewille, A. & Wright, R.F. (1997)
Experimentally increased soil temperature causes release of nitrogen at a boreal forest catchment in southern Norway. Global Change Biology, **3**(1), 13-21.
- Melillo, J. M., P. A. Steudler, J. D. Aber, K. Newkirk, H. Lux, F. P. Bowles, C. Catricala, A. Magill, T. Ahrens, S. Morrisseau, E. Burrows, & K. Nadelhoffer. (2003).
Soil warming - a major consequence of global climate change. In D. Foster & J. Aber (Eds.), Forests in Time: the Environmental Consequences of 1000 Years of Change in New England. Yale University Press, New Haven, CT, USA.
- Miljøministeriet (2002).
Danmarks nationale skovprogram, <http://www.sns.dk/udgivelser/2002/87-7279-452-6/default.htm>.
- Miljøstyrelsen (1983).
NPO-redegørelsen, Miljøstyrelsen.
- Møller, I.S. (2000).
Bortførel af næringsstoffer ved flisning over en omdrift i rødgran. Videnblade Skovbrug, 8.5-11. Forskningscentret for Skov & Landskab, Hørsholm, 2 pp.

Olesen, J.E. (2002).

Konsekvenser af klimaændringer for europæisk landbrugspolitik. Natur- og Miljøkonference 2002. <http://www.dmu.dk>

Pedersen, J.G. (2000).

Nye skove forurener. Maskinbladet, **8/12-2000**.

Pedersen, L.B. (1993).

Stofkredsløb i sitkagran, rødgran og bøgebevoksninger i Danmark.

Forskningsserien, **1**, Forskningscentret for Skov & Landskab, Hørsholm, 252 sider.

Pedersen, L.B., Christensen, C.J., & Ingerslev, M. (2000a).

Næringsstoffer og stofkredsløb, Kvælstof (N) – 1. Kredsløb. Videnblade Pyntegrønt, 5.9-15. Forskningscentret for Skov & Landskab, Hørsholm, 2 pp.

Pedersen, L.B., Riis-Nielsen, T., Ravn, H.P., Dreyer, T., Krag, M., Nielsen, A.O., Matkowski, A. & Sunde, P.B. (2000b).

Alternativer til pesticidsprøjtning i skovkulturer. Skoven **8**, 355-359.

Pedersen, L.B., Riis-Nielsen, T., Ravn, H.P. & Christensen, C.J. (2002).

Traditionel ukrudtssprøjtning og alternative behandlingsstrategier - Effeckt på vækst, kvalitet, naturindhold og miljø. Pyntegrøntserien, **18**, Skov & Landskab, Hørsholm, 66 pp.

Plantedirektoratet (2001).

Bekendtgørelse nr. 169 af 15 marts 2001 om kvælstofprognosen for 2001, Plantedirektoratet.

Riis-Nielsen, T., Pedersen, L.B., Ravn, H.P. & Dreyer, T. (2001).

Naturindhold og udvaskning i juletræ- og løvtrækulturer ved traditionel pesticidbehandling og alternative behandlingsstrategier. Intern rapport Skov & Landskab (FSL), 33 pp.

Ritter, E. & Vesterdal, L. (2000).

Udvaskning af næringsstoffer efter gruppevis foryngelse i bøg. Videnblade Skovbrug, 8.5-14. Forskningscentret for Skov & Landskab, Hørsholm, 2 pp.

Robertson, S.M.C., Hornung, M. & Kennedy, V.H. (2000)

Water chemistry of throughfall and soil water under four tree species at Gisburn, northwest England, before and after felling. For. Ecol. Manage., **129**, 101-117.

Rothe, A., Huber, C., Kreuzer, K., & Weis, W. (2002).

Deposition and soil leaching in stands of Norway spruce and European Beech: Results from the Höglwald research in comparison with other European case studies. Plant and Soil, **240**, 33-45.

Schmidt, I.K. & Gundersen, P. (2000).

Miljøkonsekvenser af stormfaldet 3/12-1999. Skoven, **11**, 510-515.

Schmidt, I.K. & Gundersen, P. (2002).

Udvaskning af kvælstof efter fladefald i sønderjyske nåleplantager. Skov & Landskabskonferencen 2002, p. 194.

Simmelsgård, S.E., Kristensen, K., Andersen, H.E., Grant, R., Jørgensen, J.O. & Østergård, H.S. (2000).

Empirisk model til beregning af kvælstofudvaskningen fra rødzonen – N_LES Nitrate Leaching Estimator. DJF rapport, Markbrug nr. **32**.

Skov- og Naturstyrelsen (1999a).

Vandmiljøplan II. Genopretning af vådområder. Hæfte 1: Rammer og lovgivning. <http://www.sns.dk/landhav/vandmilplan/sns-web/indhold1.htm> 40 pp.

Skov- og Naturstyrelsen (1999b).

'Planlægning af skovrejsning i regionplaner' <http://www.sns.dk/skov/vejlplanl.htm>

Skovsgaard, J.P. & Henriksen, H.A. (1996).

Increasing site productivity during consecutive generations of naturally regenerated and planted beech (*fagus sylvatica* L.) in Denmark. I: Speicker, H., Mielikäinen, K., Kölh, M. & Skovsgaard, J.P. (eds.) 1996. Growth trends in European forests, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, p. 89-97.

Struwe, S. & Kjølner, A. (1991).

Denitrification in wet forest soil systems in situ and in slurry experiments. *For. Ecol. Manage.*, **44**, 41-52.

van Miegroet, H. & Cole, D.W. (1985)

Acidification sources in red alder and douglas fir soils - importance of nitrification. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **49**, 1274-1279.

Vesterdal, L. (2002).

Plantning under skærm reducerer risikoen for tab af næringsstoffer ved udvaskning. *Videnblade Skovbrug*, 4.6-13. Forskningscentret for Skov & Landskab, Hørsholm, 2 pp.

WHO (1998).

Guidelines for drinking-water quality, 2nd ed. Addendum to Vol. 2. Health criteria and other supporting information. Geneva, World Health Organization, 1998. pp. 64-80.

Zak, D.R., Groffman, P.M., Pregitzer, K.S., Christensen, S. & Tiedje, J.M. (1990).

The Vernal Dam - Plant Microbe Competition for Nitrogen in Northern Hardwood Forests. *Ecology*, **71**, 651-656.

Østergaard, H.S. & Jensen, C. (1994).

Der er styr på nitraten. *Agrologisk tidsskrift*, **5**, 10-11.

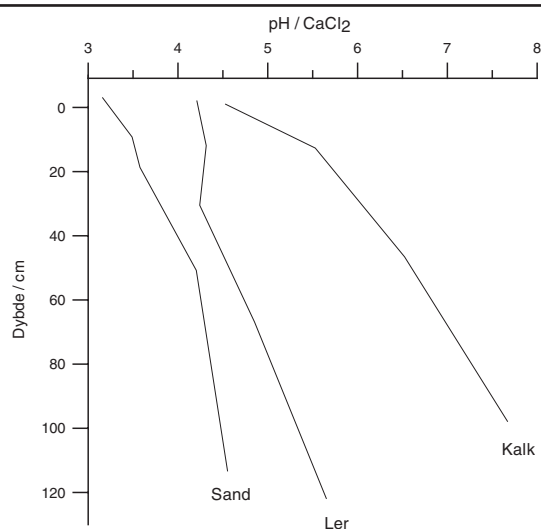
Forsuring og mobilisering af metaller, specielt cadmium ved skovrejsning

Karsten Raulund-Rasmussen, Skov & Landskab, Martin K. Andersen, Kemisk Institut (KVL) og Hans Christian Bruun Hansen, Kemisk Institut (KVL)

Skovjorde er sædvanligvis sure, og landbrugsjorde som tilplantes med skov vil også med tiden blive sure, da man holder op med at kalke. Et af problemerne med sure jorde er mobilisering af metaller, som kan være giftige. Der er således konstateret forhøjede koncentrationer af o pløt aluminium i vandboringer i Vest- og Sønderjylland. I forbindelse med skovrejsning udgør cadmium et potentielt problem. I kapitlet beskrives forhold relateret til skovjordenes surhed, herunder betydningen af jordtypen og skovdriften, og forhold omkring mobilisering af cadmium i forbindelse med skovrejsning.

Skovjorde er ofte forholdsvis sure med pH i de øverste jordlag omkring 4 (figur 1). Forsuringen af jorden under skove er en kombination af naturlige processer og menneskelig aktivitet. Der kan overordnet nævnes fire grunde til dannelse af syre i skovjorden, og at pH derfor er lav:

- Træernes rødder udskiller CO_2 som opløses i jordvæsken under dannelse af kulsyre. CO_2 dannes også ved nedbrydning af organisk stof i jorden.
- Træerne optager de såkaldte basekationer (Ca^{2+} , Mg^{2+} og K^+) og binder dem i biomassen. For at kompensere for de ladninger af optagne kationer udskiller træerne syre (H^+).
- Ophobningen af organisk materiale i skovjorden medfører dannelse af forholdsvis stærke organiske syrer.
- Udledning af SO_2 , NO_x og NH_3 til atmosfæren med efterfølgende dannelse af svovl- og salpetersyre og deposition heraf i vegetationen og på



Figur 1. Gennemsnitlig pH med dybden for 96 danske sandjorde (<5% ler i C horisonten), 61 lerjorde (>10% ler i C horisonten) og 17 jorde med kalk inden for den øverste meter af profilen. Alle profilerne er skovbevoksede og pH er målt i 0,01 M CaCl_2 . Data stammer fra Nordsoildatabasen (Raulund-Rasmussen & Callesen, 1998).

jorden. Dette problem er større i skove, da træernes løv fungerer som et filter for luftens indhold af forurenede stoffer.

Hvilken af de forsurende processer, der er den fremherskende afhænger af træart, jordbundsforhold, hvor meget biomasse der udnyttes og luftforureningsniveau. Landbrugsjorde forsures også, men de tilføres løbende kalk for at imødegå forsuring.

pH er generelt lidt højere i lerjorde end i sandjorde (figur 1). Dette er især tydeligt i de dybere jordlag. Årsagen til denne forskel er, at sandjorde ikke har den samme evne som lerjorde til at neutralisere de dannede syrer. I relation til grundvandskvalitet er det afgørende om jordbunden er i stand til at neutralisere de dannede syrer. I forbindelse med sur jord og surt grundvand er der nemlig risiko for mobilisering af metaller, som er giftige. Det mest aktuelle metal er aluminium, som findes i alle jorde. Opløseligheden af aluminium stiger med faldende pH, og når problematiske koncentrationer når pH er under 5. I forbindelse med grundvandsovervågningen er der konstateret aluminiumindhold over grænseværdien på 100 mg pr liter i en række boringer (Geus, 2002). Overskridelser ses især i Vest- og Sønderjylland i overensstemmelse med, at det er her de sureste danske jorde findes. I forbindelse med grundvandsovervågningen er der også konstateret koncentrationer over drikkevandsgrænsen for arsen og nikkel. Årsagen til disse overskridelser menes dog udelukkende at være af geokemisk oprindelse, og er således ikke relateret til arealanvendelsen (Geus, 2002).

Skovdyrkningen påvirker pH i jorden først og fremmest gennem træartsvalget. Træarterne påvirker jordbundens pH forskelligt gennem i) deres forskellige væksthastighed, idet de træarter som vokser hurtigst og dermed optager flest basekationer bidrager mest med syre til jordbunden, ii) nedbrydeligheden af deres løv, idet træarter med langsomt nedbrydeligt løv bidrager med mest organiske syrer, og iii) deres forskellige tendens til at filtrere luftforureningskomponenter ud af atmosfæren. Vurderet samlet vil træarter som rødgran, sitkagran og grandis forsure jordbunden relativt meget, mens løvtræarterne forsurer jordbunden mindre (Vesterdal & Raulund-Rasmussen, 1998; Andersen m.fl., 2003). Fyrrearterne og lærk forsurer også jordbunden relativt meget. Skovdyrkningen påvirker også surheden i jordbunden gennem udtaget af biomasse. Således vil forsuringen stige med stigende biomasseudnyttelse. Heltræudnyttelse af biomasse til f.eks. energiformål vil således øge jordbundsforsuringen.

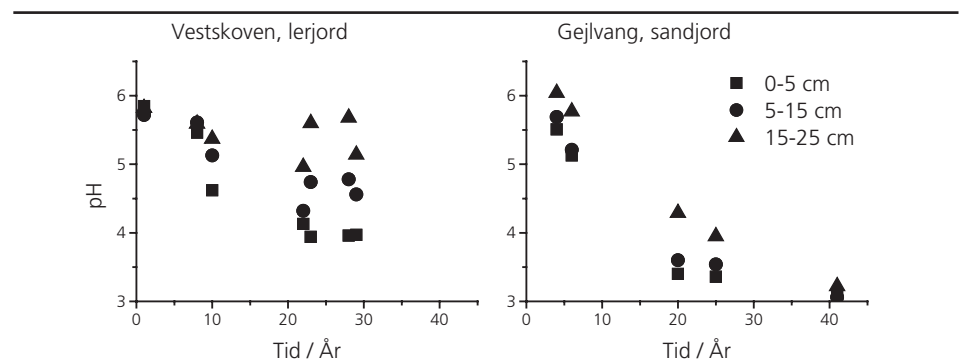
Mobilisering af cadmium ved skovrejsning

Gennem lang tids drift er landbrugsjord tilført kalk og gødning, som indeholder små mængder tungmetaller. Også slam og atmosfærisk deposition kan give et betydeligt bidrag til den såkaldte diffuse belastning med tungmetaller. Højt pH som følge af kalkning sikrer en stærk binding, og der kan således observeres en akkumulation af tungmetaller i landbrugsjordens pløjelag (Andersen m.fl., 2002a). Blandt tungmetallerne er cadmium især interessant, da det er giftigt selv i lave koncentrationer og desuden er let mobiliserbart.

Ved skovrejsning falder jordens pH, og samtidig ændres indhold, fordeling og egenskaber af jordens humusstoffer. Begge forhold øger mobiliteten af cadmium i jorden og dermed risikoen for udvaskning. Et relativt højt indhold af cadmium i landbrugsjord kombineret med en øget opløselighed i skovjord betyder, at jordvæskekoncentrationer kan blive høje når agerjorde konverteres til skovjorde. Mange danske sandede jorde har pH i de dybere jordlag mellem 4 og 5. Da cadmium-mobilisering bliver betydende ved pH under 5 betyder det, at den mængde cadmium, der frigøres ved forsuringen af de øverste jordhorisonter, næppe tilbageholdes meget i de dybereliggende horisonter, og derfor kan udvaskes til grundvandet. Det er derfor på disse jorde, at problemet med cadmiumfrigørelse efter skovrejsning kan udgøre et problem, specielt hvis landbrugsjorden tidligere har fået tilført større mængder cadmium. Kobber og måske nikkel i jordvæsken kan også give problemer, f.eks. ved at jordens mikrobielle omsætning reduceres.

pH-fald ved skovrejsning

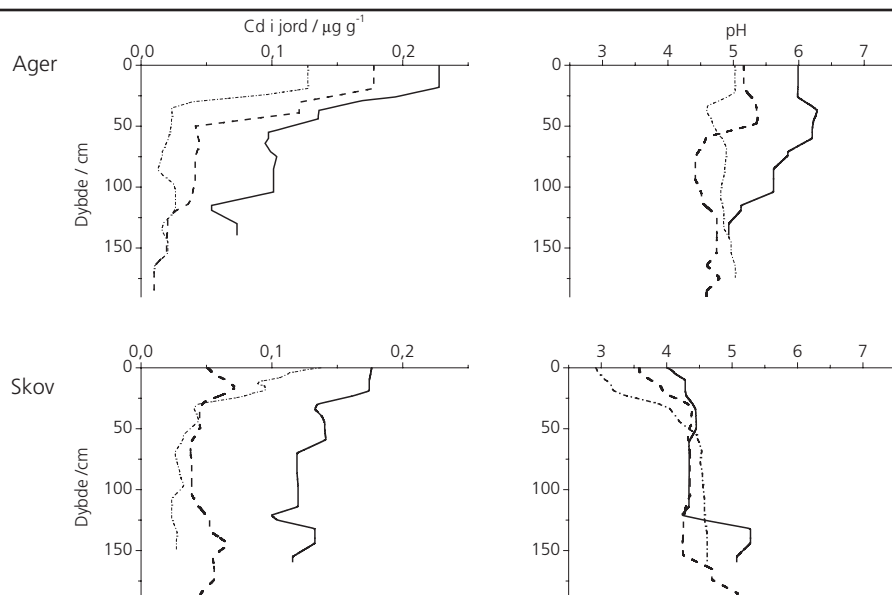
pH i jorden under skovbevoksninger af forskellige aldre henholdsvis i Vestskoven, som er på en forholdsvis leret jord, og ved Gejlvang i Sønderjylland, som er på en sandet jord, fremgår af figur 2. I Vestskoven er der sket et pH-fald på 2 enheder i de øverste 5 cm af jorden knapt 30 år efter skovrejsning, mens pH-faldet i 15-25 cm er begrænset til knap 0,5 enhed (Ritter m.fl., 2002). Jordens bufferegenskaber er således i stand til at mindske effekten af skovrejsning på pH-faldet på denne lerrige jord. Det er dog langt fra tilfældet på sandjorden ved Gejlvang, hvor pH allerede efter 20 år er faldet 2 enheder i hele pløjelaget.



Figur 2: pH i forskellige dybder under rødgran plantet på tidligere landbrugsjord på henholdsvis ler- og sandjord (Ritter m.fl., 2003; Hansen og Vesterdal, 2003).

Jordens cadmiumindhold

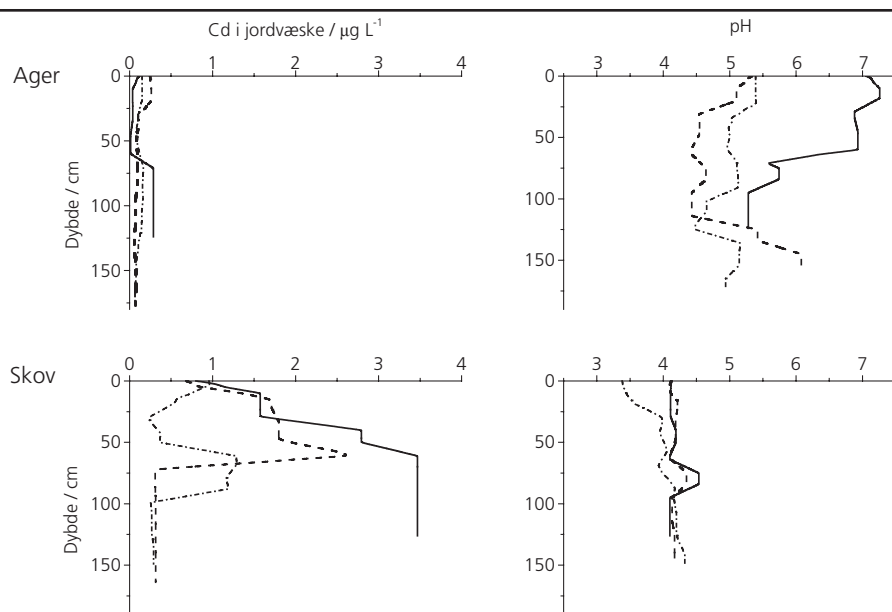
Figur 3 viser det gennemsnitlige indhold af cadmium og pH for tre teksturklasser ned gennem 11 danske jordprofiler (Andersen m.fl., 2002a). Der blev fundet et markant højere indhold af cadmium i landbrugsjordenes øverste horisonter end i skovjordenes. Skovjordene har til gengæld en mere jævn fordeling ned gennem profilen. Der er altså en ophobning af cadmium i landbrugsjordene sammenlignet med skovjordene, hvilket skyldes en større tilførsel af cadmium til landbrugsjordene, men måske også en større udvaskning af cadmium fra skovjordene. Cadmiumindholdet i de mere le-



Figur 3: Gennemsnitligt cadmiumindhold og pH ned gennem 11 jordprofiler i landbrugs- og skovjorde (Andersen m.fl. 2003). Prikket linje er sandjorde; stiplet linje er lerblandet sandjorde; hel linje er sandblandet lerjorde.

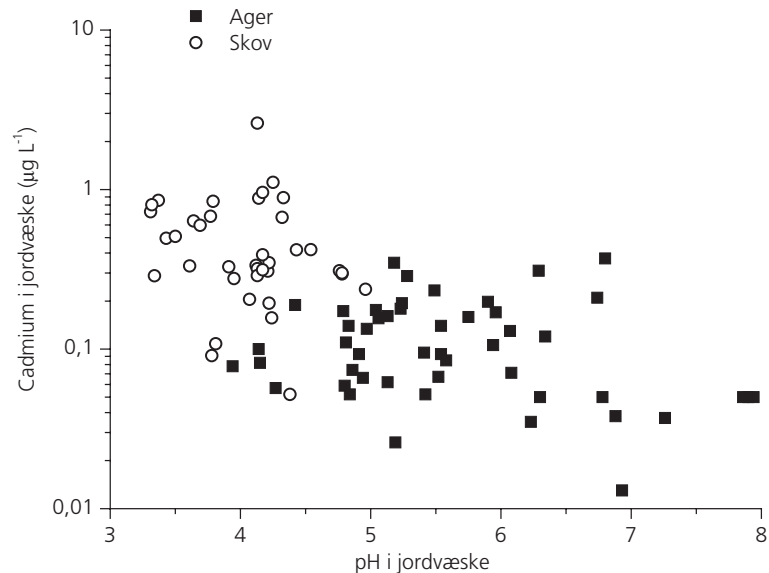
rede jorde (sandblandet ler) er højere end i de sandede jorde, hvilket skyldes lerjordenes højere naturlige indhold af cadmium og deres bedre evne til at fastholde tilført cadmium. Cadmiumindholdet i de undersøgte landbrugsjorde er i øvrigt nær gennemsnittet for danske jorde (Bak m.fl., 1997). Endvidere er der grund til at antage, at stort set alt cadmium i den skovtilplantede jord kan frigives, som følge af det pH-fald der sker, når landbrugsdriften ophører (Andersen m.fl., 2002b).

Koncentrationen af cadmium i jordvæsken i de samme skovjorde viser en meget markant forskel mellem ager og skov, idet landbrugsjordene kun indeholder lave cadmium-koncentrationer, mens koncentrationerne i skov-



Figur 4: Cadmiumindhold og pH i jordvæsken ned gennem jordprofiler i landbrugs- og skovjorde (Andersen m.fl., 2003). Prikket linje er sandjorde; stiplet linje er lerblandet sandjorde; hel linje er sandblandet lerjorde.

jordene er 10 til 20 gange højere (figur 4). Koncentrationerne er især høje på de sandblandede lerjorde, der også har relativt høje totalindhold af cadmium. Cadmiumkoncentrationernes stigning med faldende pH fremgår klart af figur 5. Koncentrationerne øges især markant, når pH falder til under 4,5. Der blev målt cadmiumkoncentrationer i jordvæsken op til 4,6 µg/l, hvilket er over grænseværdien for cadmium i drikkevand på 2 µg/l. Da cadmium primært transporteres med jordvæsken, er risikoen for udvaskning af cadmium således større under skov end under ager.



Figur 5. Sammenhæng mellem pH og cadmiumkoncentrationer i jordvæsken for landbrugs- og skovjorde for de 11 undersøgte lokaliteter (data fra figur 3 og 4). Bemærk at Y-aksen er logaritmisk.

Kan udvaskningen af cadmium reduceres?

På fire undersøgte lokaliteter med ensaldrende skovbevoksninger af eg, bøg, rødgran og grandis (Andersen m.fl., 2003), blev der udtaget jordvæske fra forskellige dybder for at undersøge, om træartsvalget har betydning for pH-faldet og cadmiumkoncentrationen i jordvæsken. Under bøg og eg faldt pH mindre i jordvæsken end under rødgran og grandis, og der blev tilsvarende fundet et lavere indhold af opløst cadmium under løvtræerne end under nåletræerne. Forskellen var størst i de øverste jordlag.

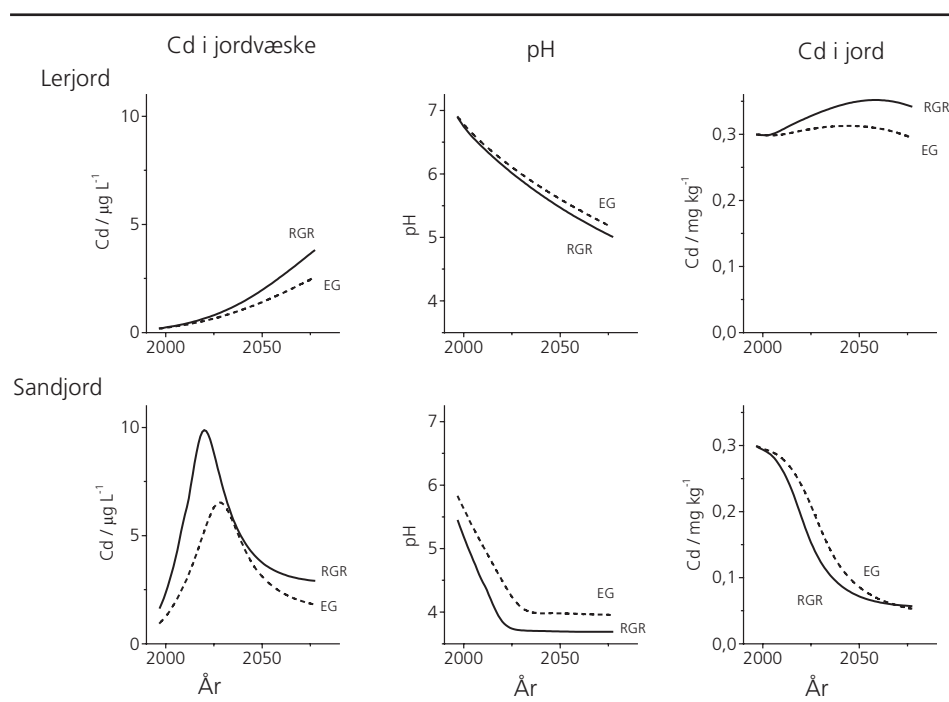
Skovrejsning vil uanset valget af træart føre til et pH-fald i jorden, men det er muligt, gennem træartsvalget, at påvirke hastigheden af pH-faldet og dermed koncentrationen af tungmetaller i jordvæsken. Generelt kan det anbefales at plante løvtræer fremfor nåletræer. Løvtræer begrænser desuden den atmosfæriske tilførsel af tungmetaller, da løvtræer er uden løv i vintermånederne og dermed har en lavere filtrerende effekt end nåletræer. Det er også muligt at kalke i skoven og derved begrænse pH-faldet og udvaskningen af tungmetaller, men det er dyrt, besværligt og kan have andre uønskede virkninger.

Modelberegninger

Det er ikke muligt direkte at undersøge, hvordan nutidens skovrejsning på landbrugsjorde vil påvirke udvaskningen af cadmium i fremtiden. Nutidig skovrejsning sker nemlig på mere intensivt gødede jorde, der formentlig indeholder mere cadmium end de undersøgte jorde, som blev tilplantet tidligere. Der kan derfor ved nutidig skovrejsning opstå situationer, som er værre end dem, som er præsenteret i figur 3. For at få et bud på problemets størrelse kan man benytte sig af procesbaserede modeller. Vi har brugt den hollandske udviklede SMART2-model til at estimere udvaskningen under rødgran og eg, som rejses på henholdsvis sand- og lerjord (Kros m.fl., 1995; Groenenberg, 2001). Modellen er særligt udviklet til at modellere forurening og stofflige konsekvenser af luftforurening og biomasseudnyttelse.

På figur 6 ses modelleret koncentration af cadmium i jordvæsken, pH i jorden og det totale cadmium-indhold i de øverste 30 cm af henholdsvis en sand- og en lerjord de første 80 år efter skovrejsning. Det ses, at der på lerjorden kun er en begrænset effekt af valget mellem rødgran og eg for både jordvæskens koncentration af cadmium og for pH-fald. Den langsomme forurening af lerjorden betyder, at cadmiumkoncentrationen i jordvæsken er lav og kun langsomt stiger. Det ses imidlertid også, at der for begge træarter sker en fortsat akkumulation af cadmium i jorden som følge af, at den atmosfæriske deposition er større end udvaskningen. Den øgede filtereffekt i rødgranens trækroner vil øge den totale mængde af cadmium i jorden mere under rødgran end under eg.

Konsekvenserne af skovrejsning på sandjorde er derimod markant forskellige fra lerjorde. Faldet i pH er større, og der opstår højere koncentrationer af cadmium i jordvæsken end på lerjorde, idet den når op på 10 µg Cd pr.



Figur 6. SMART2-modellering af pH og cadmiumkoncentration i de øverste 30 cm i jorden og jordvæsken i ler- og sandjord ved tilplantning med eg og rødgran (RGR).

liter under rødgran. Efter at den akkumulerede cadmiummængde fra landbrugsdriften er udvasket falder koncentrationerne i jordvæsken til et niveau omkring 1-3 µg Cd pr. liter, som er bestemt af den atmosfæriske tilførsel. Koncentrationen af cadmium i jordvæsken bliver med tiden højere under rødgran end under eg på grund af den større atmosfæriske deposition til rødgran.

Det skal understreges, at disse resultater er estimeret ved hjælp af en matematisk model. Set i forhold til de koncentrationer og pH-værdier, som blev målt i eksisterende skove virker de imidlertid ikke urealistiske, og cadmiumkoncentrationerne ligger på niveau med de koncentrationer, som for nyligt blev publiceret i en hollandsk undersøgelse af skovjorde på tilsvarende jordtyper (Römken m.fl., 1998).

Set i forhold til forurening af grund- eller overfladevand er det imidlertid helt afgørende, hvad der sker med det opløste cadmium i de dybere jordlag. Det har vi ikke undersøgt og den anvendte model tager heller ikke dette i betragtning. Umiddelbart synes pH at være den mest betydende faktor, og derfor må det formodes, at der ikke vil være noget grundvandsforureningsproblem på de fleste lerjorde i Danmark, da disse generelt er karakteriseret ved stigende pH ned gennem profilen. Denne forsikring findes imidlertid ikke generelt på de sandede jorde, som typisk findes i Midt- og Vestjylland, idet de ofte er forholdsvis sure i de dybereliggende horisonter.

Derfor anbefaler vi, at der fortsat satses på skovrejsning med løvtræer, og at der holdes øje med skovrejsning på de sandede jorde, især hvis disse har sure og samtidig indeholder relativt høje koncentrationer af cadmium.

Litteratur

Andersen, M.K., Rebsgaard, A., Raulund-Rasmussen, K., Strobel, B.W. & Hansen H. C. B. (2002a).

Content, distribution, and solubility of cadmium in arable and forest soils. *Journal of Soil Science Society of America*, **66**, 1829-1835.

Andersen, M.K., Raulund-Rasmussen, K., Strobel, B.W. & Hansen H. C. B. (2002b).

Heavy metal distribution and fractionation in pairs of arable and afforested soils. *European Journal of Soil Science*, **53**, 491-502.

Andersen, M.K., Raulund-Rasmussen, K., Strobel, B.W. & Hansen H. C. B. (2003).

The effects of tree species and site on the solubility of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn in soils. *Water, Air and Soil Pollution* (i trykken).

Bak, J., Jensen, J., Larsen, M.M. & Scott-Fordsmand, J. (1997).

A heavy metal monitoring-programme in Denmark. *The Science of the Total Environment*, **207**, 179-186.

Geus, (2002).

Grundvandsovervågning 2002. Miljøministeriet, København, 93pp.

Groenenberg, J.E. (2001).

Description of the model extension of SMART2 for heavy metals, model validation and scenario calculations on afforested agricultural lands in the Netherlands, Sweden and Finland. Alterra, Wageningen, The Netherlands.

Kros, J., Reinds, G.J., de Vries, W., Latour, J.B. & Bollen, M.J.S. (1995).

Modelling of soil acidity and nitrogen availability in natural ecosystems in response to changes in acid deposition and hydrology. SC-DLO, Wageningen, The Netherlands.

Raulund-Rasmussen, K. & Callesen, I. (1998).

Nordsoil. Nordic forest soil data base. Upubliceret rapport til SamNordisk Skovforskning.

Ritter, E., Vesterdal, L. & Gundersen, P. (2003).

Changes in soil properties after afforestation of former intensively managed soils with oak and Norway spruce. *Plant and Soil*, **249**, 319-330.

Römken, P.F.A.M. & Salomons, W. (1998).

Cd, Cu, and Zn solubility in arable and forest soils: Consequences of land use changes for metal mobility and risk assessment. *Soil Science*, **163**, 859-871.

Vesterdal, L. & Hansen, K. (2003).

(pers.comm., EU-projektet AFFOREST).

Vesterdal, L. & Raulund-Rasmussen, K. (1998).

Chemical properties and element contents of forest floors as effected by seven tree species and a fertility gradient. *Canadian Journal of Forest Research*, **28**, 1636 - 1647.

Anvendelse af pesticider i skovbruget - potentiel nedsivning til grundvandet

Lars Bo Pedersen, Torben Riis-Nielsen og Niclas Scott-Bentsen, Skov & Landskab

Indenfor de sidste 10-15 år er der kommet fokus på forurening af grundvandet med pesticider anvendt i forbindelse med jordbrugsproduktion. Inden for skovbruget er anvendelsen af pesticider generelt beskeden sammenlignet med det øvrige jordbrug. Der er derfor ingen grund til at frygte en generel belastning af grundvandet indenfor skovbruget, hvor pesticider anvendes først og fremmest i forbindelse med produktion af pyntegrønt. I kapitlet gennemgås forholdene omkring pesticidanvendelsen i skovbruget og de få undersøgelser, der foreligger over udvaskning af pesticider.

Pesticider eller bekæmpelsesmidler er en fælles betegnelse for mange hundrede forskellige kemiske stoffer. De anvendes til at beskytte afgrøder på marken, i skoven, i gartneriet og i frugtplantagen mod naturlige, uønskede fjender som f.eks. ukrudt, insekter, svampe samt til regulering af væksten (Anon., 1999a; 2001a). Pesticider opdeles traditionelt i ukrudtsmidler (herbicider), insektmidler (insekticider) og svampemidler (fungicider). Biocider udgøres af bl.a. træbeskyttelsesmidler, rottemidler m.v. (Anon., 2001a). I 1999 blev der brugt 3605 tons pesticider i Danmark fordelt på grupper som det ses i tabel 1.

Tabel 1. Total mængde anvendte pesticider i Danmark (3605 tons i 1999) fordelt på pesticidgrupper. (Miljøstyrelsen, 2002).

Pesticidgruppe	tons	%
Ukrudtsmidler	2059	57,1
Svampemidler	884	24,5
Træbeskyttelse	261	7,2
Insektmidler	86	2,4
Vækstregulerende midler	256	7,1
Andet	59	1,6

Et pesticid består af et eller flere aktivstoffer og en række hjælpestoffer. Aktivstoffet er det stof, der specifikt retter sig mod skadegørerne, mens hjælpestofferne er tilsætninger, der kan forbedre den tilsigtede virkning, sikre at aktivstoffet fordeles jævnt i sprøjtemidlet, forhindre skumdannelse i sprøjtevæsken m.m.

Der er brugt pesticider siden 1950'erne, men hvornår de begyndte at optræde i grundvandet er usikkert. Det var nemlig først i 1990'erne, at man begyndte at analysere for pesticider og fandt dem i grund- og drikkevand. Den viden der haves om pesticider i grundvand opnås dels ved vandanalyser i særlige overvågningsboringer, som amterne har lavet i forbindelse med vandmiljøplanens overvågningsprogram, og dels ved vandværkernes egne analyser af vandet fra deres boringer.

Det er et af de vigtigste mål med den danske miljøpolitik at beskytte både

befolkningens sundhed og velfærd samt flora og fauna i såvel det terrestriske som det akvatiske miljø. På pesticidområdet er dette baseret på lov om kemiske stoffer og produkter, pesticidhandlingsplanen fra 1986 og en grænseværdi for pesticider i drikkevand på 0,1 mg/l fastsat i EU's drikkevandsdirektiv. Den danske miljøpolitik har altid været baseret på forebyggelse fremfor efterfølgende behandling (Anon., 1999b). Dette betyder bl.a., at grundvandet skal sikres mod yderligere forurening, og at forebyggelse og indsats ved kilden prioriteres højere frem for efterfølgende rensning. Pesticidhandlingsplanens mål var i to tempi at nedsætte pesticidforbruget med i alt 50% indenfor perioden 1986 til 1997. I handlingsplanen blev bl.a. anført at "det er overordentligt vanskeligt at fastlægge et miljømæssigt forsvarligt niveau for bekæmpelsesmiddelforbruget" og at det derfor er nødvendigt at reducere anvendelsen af bekæmpelsesmidler mest muligt gennem anvendelse af forsigtighedsprincippet. I EU lå Danmark i 1996 på en tredjesidsteplads hvad angår forbrug af pesticider pr. antal enhed.

Skovbrugets pesticidforbrug

I skovbruget har anvendelsen af pesticider en positiv effekt på produktionsregulering (vækst og etablering) og produktkvalitet af råtræ og pyntegrønt (Anon., 1996). Anvendelsen følges dog af negative effekter på både natur og miljø (Anon, 1999a; 1999b; Ravn & Andersen, 1997; Elmegaard m.fl., 1996; Strandberg, 1998) herunder indirekte og direkte påvirkning af såvel den terrestriske som den akvatiske flora og fauna samt grundvandet. Det er et politisk ønske, at pesticidforbruget skal udfases i statsskovbruget samt begrænses i det private skovbrug gennem motivation og oplysning for at sikre grundvandsressourcerne og beskytte økosystemernes balance og den naturlige mangfoldighed i skovene. Her fokuseres der på påvirkningen af grundvand.

Statsskovbrugets forbrug af pesticider opgøres årligt fordelt på stofgruppe og arealtype (Skov- & Naturstyrelsen, 2000). Desuden foreligger der for hele skovbruget en opgørelse baseret på salget fra de grossister, der er medlem af organisationen for Dansk Planteværn, som dækker omtrent 90% af markedet.

Anvendelsen af pesticider foregår navnlig i kulturfasen i skov og på pyntegrønt- samt skovrejsningsarealer. I traditionel skovdrift sker der sædvanligvis mindre end to behandlinger i en bevoksnings levetid på 60-120 år. Bidraget fra traditionelt skovbrug til grundvandet vil derfor være beskedent. Østergaard m.fl. (1998) angiver, at glyphosat i det private vedproducerende skovbrug typisk anvendes én gang før afdrift og 1-2 gange de første år efter plantning. Pesticiderne bruges både til bekæmpelse af skadedyr og ukrudt, men det største forbrug er knyttet til bekæmpelse af ukrudt (Skov- & Naturstyrelsen, 2000; Anon, 1999c). Især anvendes ukrudtsmidler i anlægsfasen og insektmidler i pyntegrønt og i etableringsfasen for nåletræer (Ravn & Andersen, 1997). Forbruget er størst og mest intensivt på arealer med nordmannsgran i privatskovbruget i de første år efter etablering. Fra og med 1997 indførte Skov & Naturstyrelsen begrænsninger i pesticid-

anvendelsen gennem iværksættelse af en pesticidstrategi for statens skovarealer (Anon., 1996). Med visse undtagelser (bl.a. omkring glyphosat) blev der indført stop for brug af jorddesinfektionsmidler, vækstreguleringsmidler, herbicider, insekticider og fungicider. Dette har medført et drastisk fald i forbruget (Anon., 1997) fra ca. 3500 kg virksomt stof i 1995 til under 900 kg i 1999 (tabel 2). Forbruget forventes at falde yderligere (Skov- & Naturstyrelsen, 2000). Forbruget har været mest intensivt i planteskoler og på pyntegrøntarealer (stort forbrug på et lille areal). Efter iværksættelsen af pesticidstrategien er pesticidanvendelsen reduceret markant indenfor disse to områder. I 1999 var pesticidforbruget størst på skovrejsningsarealer.

Tabel 2. Skov- og Naturstyrelsens pesticidforbrug (kg aktivt stof) i 1995 og 1999 fordelt på anvendelsesområder. (Kristoffersen & Møller, 2001).

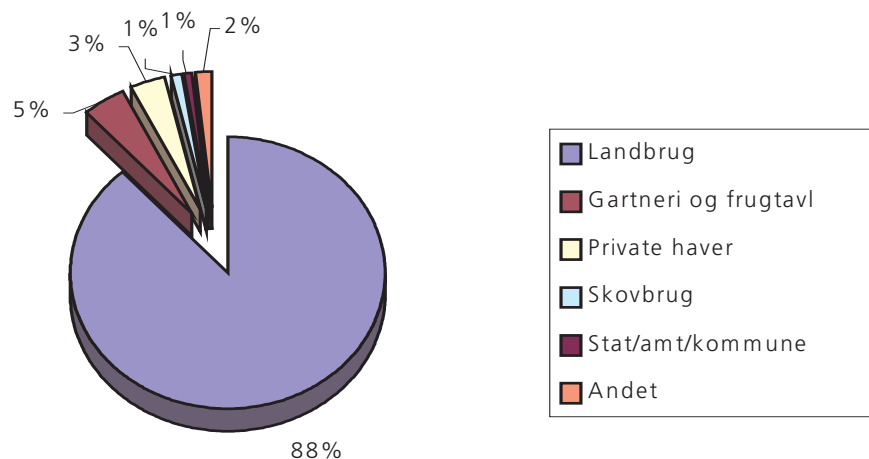
Anvendelsesområde	1995	1999	Differens	Reduktion (%)
Løvskov	817	123	694	85
Nåleskov	415	129	286	69
Pyntegrønt	639	200	439	69
Planteskoler	947	41	906	96
Skovrejsning	574	362	212	37
Andre skovarealer	90	9	81	90
I alt	3482	863	2619	75

Forbruget af de væsentligste bekæmpelsesmidler var på Skov- og Naturstyrelsens arealer i perioden 1982-1995 (Anon., 1998): Glyphosat (9641 kg virksomt stof (v.st.). (herbicid)), Atrazin (7987 kg v.st. (herbicid)), Dalapon (6806 kg v.st. (herbicid)), Propyzamid (4530 kg v.st. (herbicid)), Velpar/Hexazinon (2335 kg v.st. (herbicid)), Lindan (1401 kg v.st. (insekticid)), Fenvalerat (928 kg v.st. (insekticid)) og kobberhydroxid (1684 kg v.st. (fungicid)). I 1997 var forbruget af glyphosat, det eneste tilladte ukrudtsmiddel, faldet til 1014 kg v.st. Derudover blev der brugt 16 kg v. st. af andre midler som følge af dispensationer.

Pesticidforbruget er bedre kendt i det statslige skovbrug sammenlignet med det private. Forbruget i det private skovbrug er væsentlig forskellig fra det statslige skovbrug både som følge af iværksættelsen af pesticidstrategien på det statslige område, men også på grund af en forskellig arealudnyttelse. På baggrund af tal fra 2000 udgjorde det offentligt ejede skovareal ca. 138.000 ha (28%) og det private skovareal 348.000 ha (72%). Juletræer og klippegrønt udgjorde ca. 1.500 ha (1,4%) og 38.000 ha (12%) i henholdsvis det statslige og det private skovbrug. Strandberg (1998) har anslået det private skovbrugs andel af pesticidforbruget til 94% og angiver endvidere, at forbruget er større, selv når man tager forskellen i areal i betragtning. De tilgængelige statistikker viser, at der siden forbudet mod brug af atrazin og velpar er en klar tendens til et øget forbrug af glyphosat i det private skovbrug, et forbrug der må skønnes at være tæt relateret til juletræsproduktionen på tidligere landbrugsjord.

Skovbrugets anvendelse af pesticider er markant mindre sammenlignet med forbruget indenfor landbrug, gartneri og frugtavl (Anon, 1999b) (figur

1). Hovedparten, knap 90%, af pesticiderne anvendes i landbruget. I Bichel-udvalgets hovedrapport (Anon., 1999b) hedder det, at ”Anvendelsen af pesticider i skovbruget udgør 1% af det samlede forbrug i jordbruget og må derfor siges at være relativt lavt”. Disse tal baserer sig på opgørelser fra før 1995/96. På baggrund af tal fra 1994 (før pesticidstrategiens iværksættelse) udgjorde behandlingshyppigheden for pesticider i statsskovbruget og i det private skovbrug henholdsvis 0,02 og 0,12 (Strandberg, 1998) sammenlignet med en gennemsnitlig behandlingshyppighed i landbruget på 2,07 i 1999 (Anon, 2001a). Skov- og Naturstyrelsen anfører dog på sin hjemmeside (februar 2003), at pesticidanvendelsen nu er faldet så meget i Statsskovbruget, at det udgør 0,1% af det samlede forbrug i jordbruget.



Figur 1. Fordeling af pesticider på arealanvendelse. Totalt 4802 tons pesticider blev brugt i 1995/96. (Miljøstyrelsens, 2002).

Pyntegrøntproduktionen og pesticidernes betydning

Produktionen af pyntegrønt har igennem en snes år været af stadig stigende økonomisk betydning for det danske skovbrug. Pyntegrønt-produktionen opdeles i produktion af juletræer og klippegrønt. Dyrkning af juletræer med nordmannsgran dominerer pyntegrøntdyrkingen. Produktionen af pyntegrønt dækker ca. 5% af skovarealet. Et totalt forbud mod pesticider anslås af branchen at være ødelæggende for den nuværende profitable produktion af juletræer og man formoder at alternativ ukrudtsbekæmpelse alene vil fordyre produktionen samtidig med at kvaliteten forringes (Østergård m.fl., 1998).

Dyrkning af nordmannsgranjuletræer forudsætter normalt en omdriftstid på 7-10 år. Bekæmpelse af ukrudt er især aktuell i kulturens første 5 leveår. Det skønnes, at behandlingshyppigheden i juletræer i det private skovbrug typisk er af samme størrelsesorden som i landbruget (Anon, 1999b) og at ca. 70% af pyntegrøntarealerne alene renholdes med herbicider (Anon., 1999c), mens der på de resterende 30% renholdes ved at kombinere herbicider (især glyphosat) med mekaniske renholdelsesmetoder. Den statslige produktion af nordmannsgranjuletræer kan generelt beskrives som mindre effektiv end den private med et mindre forbrug af pesticider i beplantninger, der oftere er uensaldrende.



Juletræslokalitet på skovjord i Kirke Hvalsø. Ukrudtsbekæmpelsen er her foregået ved sprøjtning med 2 l Roundup pr. ha. pr. år.

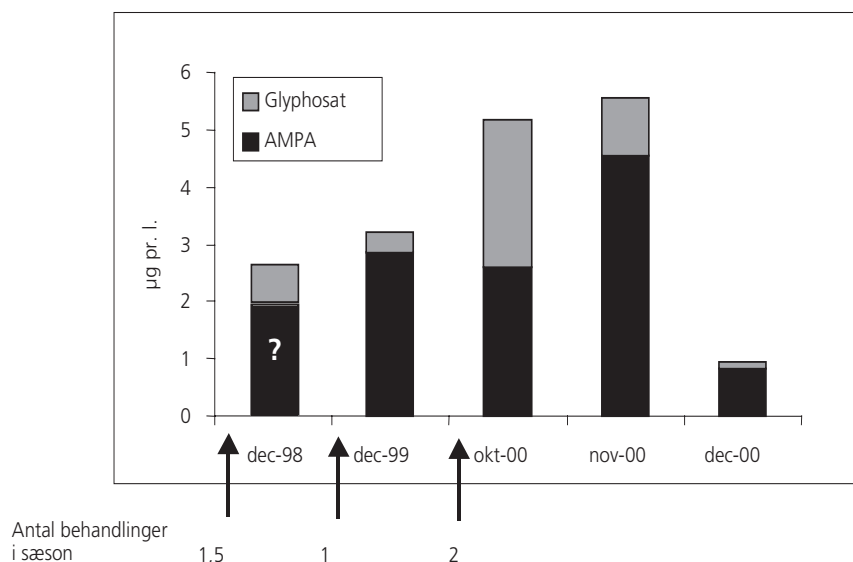
Virkning på grundvandet

Hidtil har der helt manglet undersøgelser der fokuserer på mulige effekter af pesticidanvendelse på jord- og grundvand indenfor skovenes opland. Dog er det slået fast at glyphosat og AMPA (nedbrydningsprodukt) kan udvaskes i høje koncentrationer i sprækker i moræneler (Anon, 2001b). Pedersen m.fl., (2000) viste, at glyphosat og AMPA kun sjældent observeres i det vand, der forlader rodzonen (70-90 cm's dybde) og at koncentrationerne konsekvent var under grænseværdien på 0,1 µg/l. Dette hænger givetvist sammen med, at glyphosat bindes relativt hårdt til jordens kolloider (Anon, 1999d). Nedbrydningen kunne ikke følges, men ophobning af AMPA i de herbicidsprøjtede behandlings øvre jordlag (figur 2) samt betydelige forskelle dels i koncentrationen af AMPA og dels i glyphosat/AMPA tyder på, at nedbrydningen af AMPA er hæmmet på mere sure skovjorde. Samtidig har undersøgelsen peget på, at pesticidesprøjtning førte til en mindre nitratudvaskning end mekanisk behandling, men at dette ikke udelukkende skyldes måden, der blev renholdt på, men i høj grad også behandlingernes effektivitet.

Der kendes intet til udvaskningen af andre pesticider end glyphosat fra skovarealer eller pyntegrønt, men nogle af de pesticider, som har været anvendt eller anvendes har vist sig generelt at udgøre en udvaskningsrisiko (Helweg, 2003).

Konklusion

Skovbrugets anvendelse af pesticider er markant mindre sammenlignet med forbruget indenfor landbrug, gartneri og frugtavl. Anvendelsen af pe-



Figur 2. Koncentrationen af glyphosat og AMPA i jordvand fra det øverste jordlag (0-30 cm) på en juletræslokalitet i Kirke Hvalsø, plantet på skovjord. Bemærk, at koncentrationen i 2000 stiger til det dobbelte efter anden behandling. Den lave koncentration i december 2000 skyldes sandsynligvis mest et højere vandindhold i jorden (Pedersen m.fl., 2000).

sticider foregår især i kulturfasen i skov samt på pyntegrønt- og skovrejsningsarealer. Efter iværksættelsen af pesticidstrategien er forbruget yderligere faldet i det statslige skovbrug. Der er ikke noget, der tyder på et lignende fald i det private skovbrug, hvor anvendelsen af glyphosat synes at vokse på bekostning af andre forbudte midler. Tilsyneladende er udvaskningen af glyphosat fra juletræsarealer indenfor skovgærdet og fra skovrejsningsarealer også yderst beskeden og risikoen for pesticidrester over den af EU fastsatte norm på 0,1 mg/l, må betragtes som lille.

Der eksisterer en udtalt mangel på undersøgelser af konsekvensen af pesticidanvendelse i juletræsbevoksninger, klippegrøntbevoksninger samt på kulturarealer i traditionelle skove. Udvasningen kendes ikke fra de arealer, hvor pesticidforbruget er størst, bl.a. kulturarealer indenfor skovgærdet og fra juletræsarealer på tidligere agerjord, ligesom den slet ikke er tilstrækkeligt belyst i skovrejsningssituationer. Det største forbrug af pesticider finder uden tvivl sted i forbindelse med privatskovbrugets produktion af juletræer. Derfor er manglen på undersøgelser i det private skovbrug særlig udtalt.

Litteratur

Anon. (1996).

Pesticidstrategi for Skov- og Naturstyrelsens skovarealer m.m.. Skov- og Naturstyrelsen, Skovpolitisk kontor, december 1996, 1-10.

Anon. (1997).

Grønt regnskab. Skov- og Naturstyrelsen, 1-31.

- Anon (1998):*
Branchebeskrivelse for skovbruget med fokus på anvendelse af DDT. Teknik & Administration Nr. 4, 1998.
- Anon. (1999a).*
Rapport fra underudvalget om miljø og sundhed. Miljøstyrelsen, Bicheludvalget – udvalget til vurdering af de samlede konsekvenser af en afvikling af pesticidanvendelsen, 1-144.
- Anon. (1999b).*
Rapport fra hovedudvalget. Miljøstyrelsen, Bichel-udvalget – udvalget til vurdering af de samlede konsekvenser af en afvikling af pesticidanvendelsen, 1-14.
- Anon. (1999c).*
Rapport fra underudvalget om jordbrugsdyrkning, 1999. Miljøstyrelsen, Bichel-udvalget – udvalget til vurdering af de samlede konsekvenser af en hel eller delvis afvikling af pesticidanvendelsen, 1-196.
- Anon. (1999d).*
Bekæmpelsesmidler – anvendelse og spredning i miljøet. Tema-rapport fra DMU, 26, 1-48.
- Anon. (2001a).*
Bekæmpelsesmiddelstatistik 2000. Salg 1988, 1999 og 2000: Behandlingshyppighed 1999. Orientering fra Miljøstyrelsen, 10, 1-46.
- Anon. (2001b).*
Grundvandsovervågning 2001. GEUS.
- Elmegaard, N., Løkke, H. & Strandgaard, M. (1996).*
Miljøkonsekvensvurdering af reduktioner i pesticidforbruget i statskovbruget. Notat fra Danmarks Miljøundersøgelser, Afd. for Terrestrisk Økologi.
- Helweg, A. (2003).*
Pesticidernes effekt i miljøet. I: Christensen, P. & Christensen, C.J. (red.) Plantebeskyttelse i skovbruget. Pyntegrøntserien nr. 19, Forskningscentret for Skov & Landskab, Hørsholm, s. 163-170.
- Kristoffersen, P. & Møller, J. (2001).*
Undersøgelse af pesticidforbruget på offentlige arealer i 1999 og 2000. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen, 54, 1-76.
- Miljøstyrelsen (2002)*
Bekæmpelsesmiddelstatistik 2001. Orientering fra Miljøstyrelsen 5.
- Pedersen, L.B., Riis-Nielsen, T., Ravn, H.P., Dreyer, T., Krag, M.M, Nielsen, A.O, Matkowski, A. & Sunde, P.B. (2000).*
Alternativer til pesticidesprøjtning i skovkulturer. Skoven, 8, 355-359.
- Ravn, H.P & Andersen, B.R. (1997).*
Effekter på skovøkosystemer af reduceret pesticidanvendelse. Forskningscentret for Skov & Landskab, 1-42.
- Skov- & Natyrstyrelsen (2000).*
Virksomhedsregnskab 2000.
- Strandberg, M. (1998).*
Vurdering af miljøpåvirkningen som følge af pesticidanvendelsen i det private skovbrug. Konsulentrapport, Danmarks Miljøundersøgelser.

Østergård, K., Hedegaard, H.M., Jacobsen, J.S., Rubow, T., Christensen, I.H., Dybkjær, T. & Nielsen, F. (1998).

Rapport vedrørende scenarier for udfasning af pesticidanvendelsen indenfor det private skovbrug. Forskningscentret for Skov & Landskab, Skov- & Naturstyrelsen.

Kloroform i vand fra skove

Christian Grøn, DHI-Institut for Vand og Miljø, Frank Laturus, Linköpings Universitet, Thomas Borch, Stanford University og Kim F. Haselmann, Syddansk Universitet

”Naturlig” kloroform i grundvand

Klorerede organiske stoffer betragtes normalt som forureninger, når de findes i jord, luft eller vand. Blandt de mest farlige forureningsstoffer for miljø og mennesker er klorerede organiske stoffer som dioxiner og DDT. Kloroform er ét af de klorerede organiske stoffer, som vi ofte har fundet i naturen uden at kunne finde forureningskilder som forklaring. Igennem en lang række forskningsprojekter har det nu vist sig, at kloroform indgår som en naturlig komponent i omsætningen af organisk stof i jorden, og at vi af den grund må leve med lave indhold af kloroform for eksempel i mange grundvandsmagasiner. ”Naturligt” kloroform har særligt vist sig som et problem i sårbare grundvandsmagasiner under nåleskove.

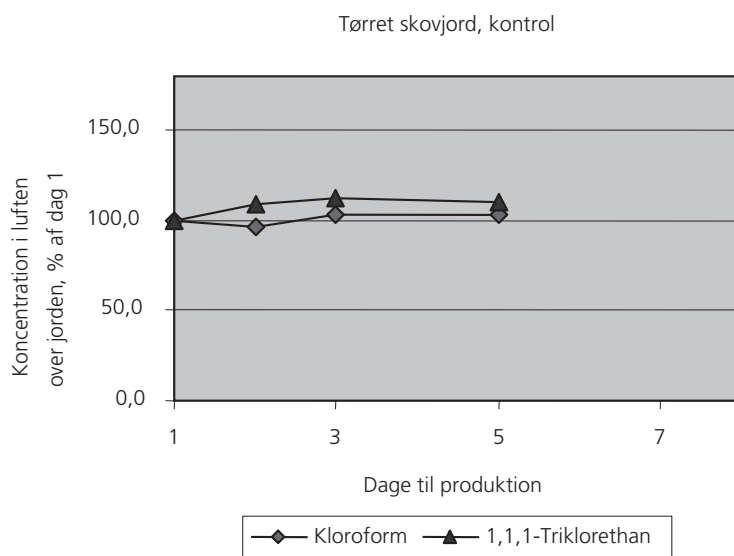
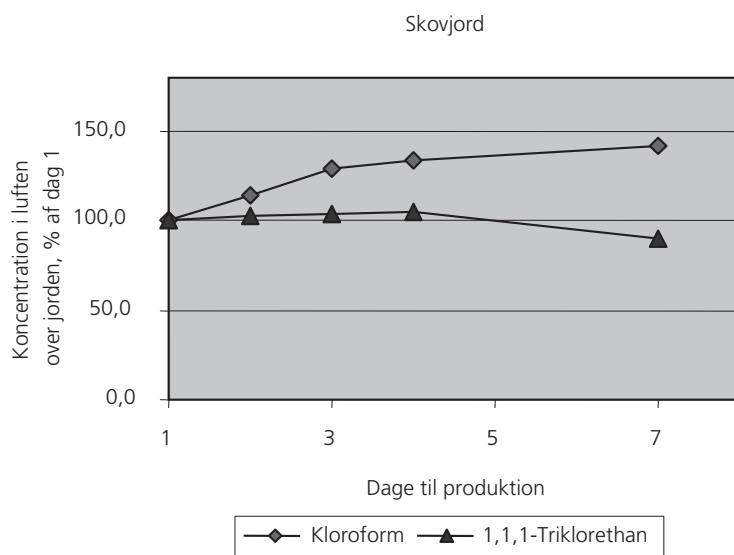
Kloroform har den kemiske formel CHCl_3 og det kemiske navn triklormethan. Stoffet fremstilles industrielt og bruges først og fremmest som organisk opløsningsmiddel, men dannes også som biprodukt ved industrielle processer, som for eksempel desinfektion af drikkevand med klor og klorblegning af papirmasse. Kloroform udledes både til atmosfæren (stoffet er flygtigt) og til vandmiljøet med spildevand (stoffet er relativt vandopløseligt). Miljømæssigt er stoffet betænkeligt, fordi det hører til gruppen af stoffer, der kan medvirke til at nedbryde ozonlaget i stratosfæren, som beskytter os imod skadelig UV-stråling fra solen. Stoffet er på den danske Miljøstyrelses liste over farlige stoffer, blandt andet fordi stoffet er under mistanke for at være kræftfremkaldende. Der er på grund af sundhedsfaren fastlagt en grænseværdi for indholdet af kloroform i drikkevand, men der er også grænser for det tilladte indhold i spildevand. Det var derfor bekymrende, at der i slutningen af 80-erne blev fundet lave indhold af kloroform i drikkevandsboringer i områder, hvor der ikke burde være forurenet (Grøn, 1989; 1993). I en række forskningsprojekter udført i Danmark og i et internationalt samarbejde med støtte fra blandt andet de danske forskningsråd og EU er mekanismen bag den ”naturlige” kloroformforekomst fundet, og betydningen for jord, grundvand og atmosfære er vurderet.

Kan kloroform produceres og nedbrydes i jord?

De første indikationer af naturlig kloroform i skovbunden blev fundet ved undersøgelser under nåleskov i Klosterhede Plantage i Nordvestjylland (Grøn, 1995). Mekanismen bag kloroform i skovjord blev nærmere undersøgt i laboratorieforsøg (Haselmann m.fl., 2000a). Det øverste organiske lag af delvist nedbrudte nåle fra en nåleskov på Sjælland blev anbragt i lukkede glas, og kloroformkoncentrationen derefter fulgt i en periode på op til 7 dage (Haselmann m.fl., 2000a). Indholdet af kloroform og andre klorerede opløsningsmidler i luften over jorden blev fulgt ved analyser. Nogle glas blev brugt som ”døde kontroller”, hvori der var tørret jord for at ødelægge den

biologiske aktivitet, tilsat vand og derefter behandlet som de øvrige glas. Forsøgene viste, at kloroform blev produceret i skovjorden i mængder på omkring 100 ng/kg våd skovjord, mens "død" skovjord ikke producerede kloroform (figur 1). Figur 1 viser også, at et stof som 1,1,1-triklorethan ikke blev produceret af jorden. 1,1,1-Triklorethan er et andet kloreret opløsningsmiddel, som på grund af vor brug af stoffet findes i lave koncentrationer overalt i miljøet. Man har ikke mistanke om naturlige kilder til 1,1,1-triklorethan i miljøet. Kloroform blev altså dannet i skovjord ved (mikro)biologiske processer.

Når et stof dannes naturligt, findes der ofte mikroorganismer, der kan nedbryde stoffet og bruge det i energistofskiftet eller som kulstofkilde. Nedbrydningen af kloroform blev derfor undersøgt i laboratorieforsøg, hvor fed markjord blev tilført små mængder af kloroform og andre klorerede opløsningsmidler, der derefter blev målt med samme metode som i kloroformproduktionsforsøgene (Borch m.fl., 2003). Forsøgsbetingelserne svarede til de



Figur 1. Indhold af kloroform og 1,1,1-triklorethan i skovjord inkuberet i laboratorieglass (in vitro) over 7 dage med biologisk aktivitet (øverste figur) og "døde kontroller" (nederste figur). (Haselmann m.fl., 2000a)

iltfri betingelser med nitratreduktion, som kan opstå omkring organiske partikler i jorden. Under tilsvarende betingelser er tidligere fundet nedbrydning af en række klorerede opløsningsmidler. Nedbrydningsforsøgene viste, at almindelige klorerede opløsningsmidler som triklorethylen og tetraklorethylen blev nedbrudt med halveringstider under 20 døgn, mens der hverken for kloroform eller 1,1,1-triklorethan kunne påvises nedbrydning ved forsøgenes afslutning efter 41 døgn. Selvom skovjord kunne danne kloroform, kunne en aktiv markjord med højt indhold af organisk stof altså ikke nedbryde stoffet.

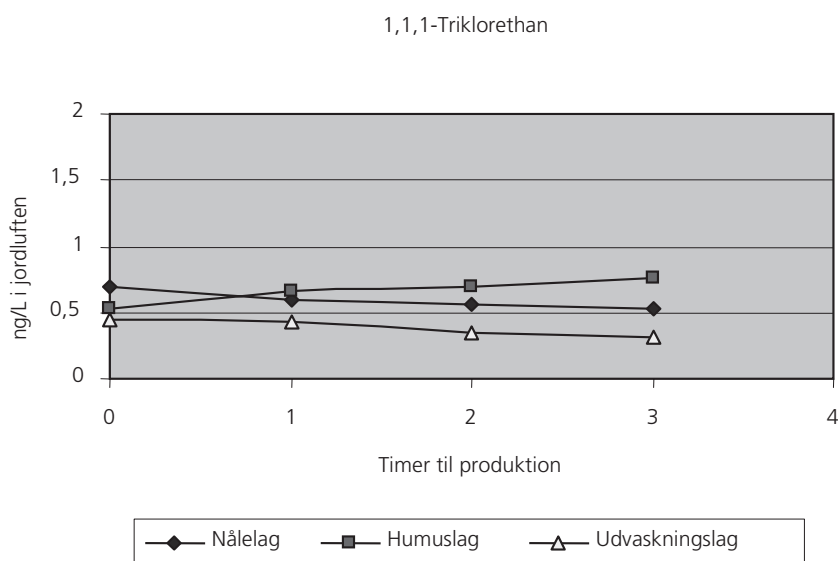
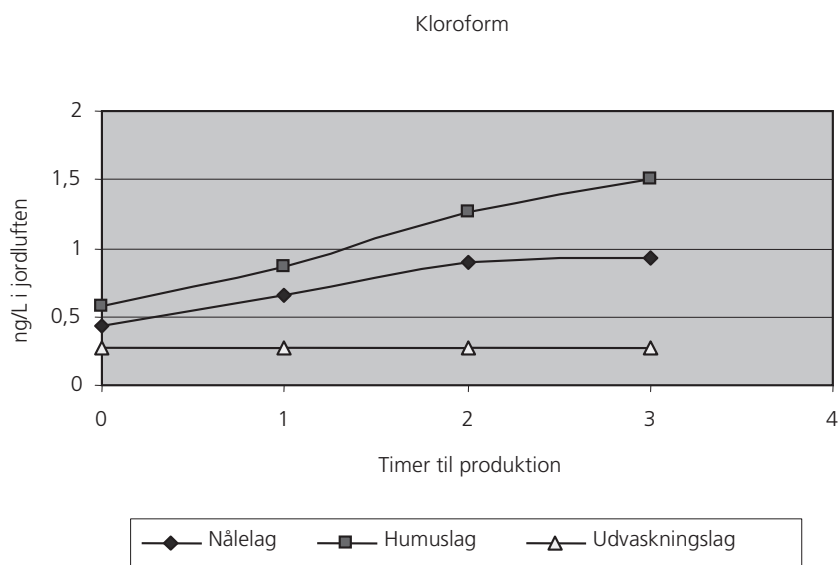
Kloroformproduktion i naturen

I et område med blandet skov og græsmarker ved Gyrstinge Sø på Sjælland blev indholdet af kloroform og klorerede opløsningsmidler undersøgt i luften lige over jordoverfladen og i jordluften i forskellige dybder (Haselmann m.fl., 2000b). Gyrstinge Sø ligger i et område domineret af istidslandskabet med en lerholdig og stærkt kalkholdig jord. Undersøgelserne blev udført i tre områder med lille indbyrdes afstand: en græsmark, en godt 100 år gammel bøgeskov og et område med en cirka 50 år gammel blandet beplantning med rødgran og ædelgran. Prøver af jordluften blev taget ved at hamre en stålcyllinder, som var lukket i toppen, ned i jorden og suge luften herfra op igennem en lille kolonne, der fangede de flygtige forbindelser (Laternus m. fl., 2000). Derefter blev kolonnerne transporteret tilbage til laboratoriet og analyseret for flygtige, klorerede stoffer som kloroform. De første undersøgelser (tabel 1) viste, at mens koncentrationen af kloroform i luften var omkring 0,1 ng/L, så var koncentrationen i jordluften lige under de organiske lag 4-7 gange højere. Den højere koncentration i jordluften tyder på, at kloroform også i naturen dannes i jorden, i modsætning til det klorerede opløsningsmiddel 1,1,1-triklorethan. Resultaterne viste også, at selvom kloroformdannelsen var kraftigst i nåleskov, dannedes der også kloroform under græsmark og bøgeskov (tabel 1).

Tabel 1. Koncentrationer af kloroform og 1,1,1-triklorethan under det organiske jordlag i nåleskov, bøgeskov og græsmark ved Gyrstinge Sø, Sjælland (Haselmann m.fl., 2000b).

(n=antal positioner prøvetaget)	Koncentrationer af stofferne i ng/L (Relativ standardafvigelse i %)	
	Kloroform	1,1,1-triklorethan
<i>Nåleskov</i>		
Jordluft (n=7)	0,89 (78)	0,61 (22)
Luft (n=6)	0,13 (17)	0,60 (22)
Forhold jordluft/luft	6,7	1,0
<i>Bøgeskov</i>		
Jordluft (n=4)	0,42 (29)	0,60 (62)
Luft (n=3)	0,10 (42)	0,40 (42)
Forhold jordluft/luft	4,3	1,5
<i>Græsmark</i>		
Jordluft (n=4)	0,70 (37)	0,80 (27)
Luft (n=4)	0,15 (6)	0,60 (9)
Forhold jordluft/luft	4,6	1,4

For yderligere at undersøge, om kloroform faktisk blev produceret i jordlagene i nåleskoven, blev stålcyklinderen banket ned i jorden og efterladt i 1 til 3 timer. Produktionsmålingerne blev lavet i forskellige dybder svarende til forskellige jordlag (nålelaget, derunder humuslaget med delvist nedbrudte, gamle nåle og synlige svampemycelier og derunder igen udvaskningslaget med udvasket sand og indslag af nedvasket organisk stof). Resultaterne viser (figur 2), at der over de 3 timer dannedes kloroform i den næsten uforstyrrede skovjord og både hurtigst og mest i humuslaget, hvor omsætningen af organisk stof er størst. Kloroform dannedes også i selve nålelaget, men ikke i det underliggende udvaskede sand med dets lave indhold af organisk stof. For 1,1,1-triklorethan blev der ikke observeret en øget koncentration i jordluften inde i stålcyklinderen. Dannelse af kloroform i nåleskovens jordbund var dermed eftervist, mens det klorerede opløsningsmiddel 1,1,1-triklorethan ikke blev dannet.



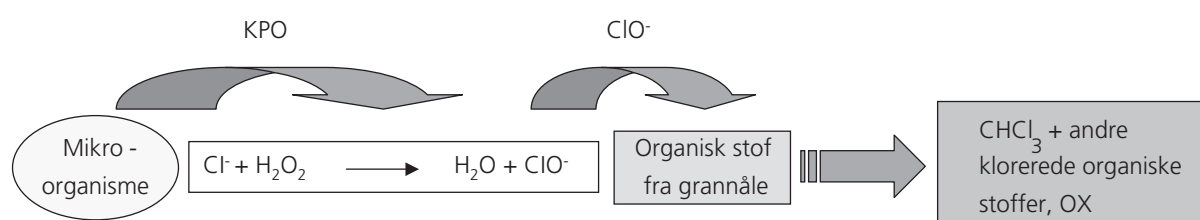
Figur 2. Kloroform (øverste figur) og 1,1,1-triklorethan (nederste figur) i skovjord lukket inde i stålcyklinder (in situ) over 0 til 3 timer (Haselmann m.fl., 2000b).

Hvordan dannes kloroform i jordbunden?

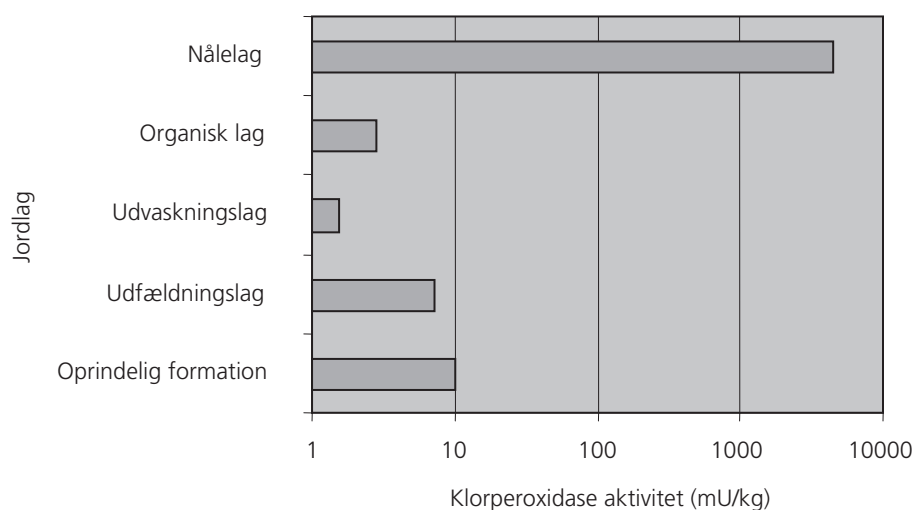
I den kemiske industri produceres kloroform ved en kemisk syntese, hvor methan eller methanol reagerer med kemikalier som klor eller saltsyre. Kloroform dannes som nævnt også, når organisk stof reagerer med frit klor, men vi har da hverken klor eller saltsyre i jordbunden? Jo, faktisk findes der i jorden en gruppe af enzymer, såkaldte klorperoxidaser, der ud fra jordvandets naturlige indhold af klorid og nedbørens indhold af brintperoxid kan danne små mængder aktivt klor (boks 1).

Boks 1.

Svampe og mikroorganismer udskiller klorperoxidaser (KPO). KPO er enzymer, der ud fra nedbørens klorid og luftens brintperoxid katalyserer dannelsen af hypoklorit. Hypoklorit er et kloreringsreagens, der oxiderer det organiske stof i jorden. Derved dannes blandt andet kloroform, men også andre klorerede organiske stoffer (OX) som for eksempel trikloreddikesyre, klorfenoler, klorerede benzoesyrer og klorerede humusstoffer.



Efter at en svensk forskergruppe havde fundet klorperoxidase aktivitet i jordbunden, undersøgte vi et jordprofil i en rødgran bevoksning i Klosterhede (Laternus m.fl., 1995). Jorden viste et højt indhold af klorperoxidase aktivitet i nålelaget i skovbunden og lavere aktivitet i de dybere lag (figur 3). Klorperoxidase aktiviteten viste dermed samme fordeling i jordlagene som produktionen af kloroform.



Figur 3. Klorperoxidase aktivitet i forskellige dybder af et jordprofil under en rødgran bevoksning i Klosterhede Plantage, (Laternus m.fl., 1995). Bemærk den logaritmiske skala.

Klorperoxidase enzymer findes i planter, i svampe og i marine alger, hvor de katalyserer dannelsen af klororganiske stoffer. I skovbunden dannes klorperoxidaser formodentlig af jordens mikroorganismer og svampe (fungi),

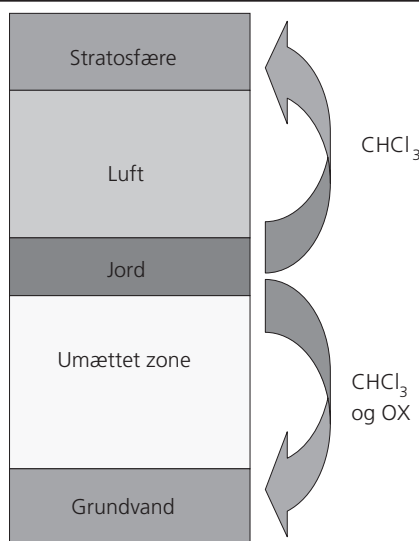
som udskiller enzymerne til jorden. I jorden danner enzymerne en slags aktivt klor (hypoklorit), som reagerer videre med jordlagenes organiske stof ved kloreringsreaktioner (se boks 1). Der er foreslået flere forklaringer på, at mikroorganismen udskiller klorperoxidaser til jorden. Én forklaring er, at mikroorganismen via klorperoxidaserne direkte kan opløse nålelagets organiske stof og derved få adgang til næringsstoffer, som ellers er svært tilgængelige. Alternative forklaringer er, at hypoklorit bruges til at bekæmpe bakterier i jorden, som konkurrerer om næringsstofferne, eller at hypoklorit angriber nålenes strukturstoffer (lignin), således at mikroorganismen som et led i forrådnelses- og nedbrydningsprocesserne kan få lettere adgang til at nedbryde strukturen af for eksempel grannåle og træ. Dannelsen af kloroform ser altså ud til at være et led i det økologiske kredsløb i skovbunden, hvor processen er en del af det organiske stofs omsætning, mens dannelsen af kloroform formodentlig er en utilsigtet sideeffekt.

Kloroform dannet i jorden påvirker grundvandet

De klorerede stoffer kan påvises i jordlagene, udvaskes til grundvandet, (Öberg & Grøn, 1998), og kloroform kan afgives til luften (boks 2).

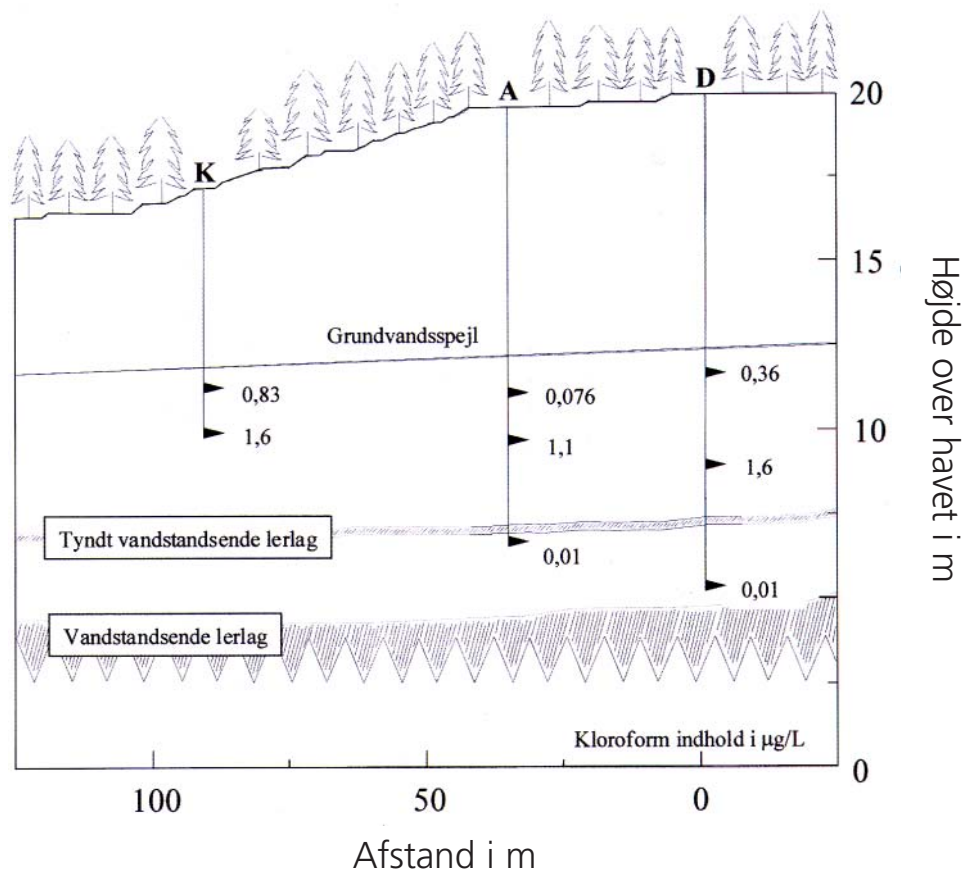
Boks 2.

Kloroform dannet i jordlagene vil transporteres til grundvandet sammen med de andre klorerede organiske stoffer (OX) opløst i nedsvivende regnvand og for kloroform ved diffusion igennem den umættede zone. I grundvandet vil kloroformen opløses/fordeles og transporteres ned i de dybere lag ved diffusion og nedadrettet vandbevægelse. Kloroform vil også blive transporteret op i luften ved diffusion. Fra luften over jordbunden vil kloroform fordele sig ud i atmosfæren, herunder ud i stratosfæren, hvor kloroformen kan medvirke til nedbrydning af ozonlaget.



Indholdet af kloroform i grundvandet blev undersøgt under den del af Klosterhede Plantage, hvor der tidligere blev påvist kloroform og klorperoxidase aktivitet i jordlagene. Dette område af Plantagen var lynghede til slutningen af 1800-tallet, hvor det blev tilplantet først med fyr og derefter med rødgran. Der har ikke været industriel aktivitet i undersøgelsesområdet, der er langt til luftforureningskilder med kloroform, og der er ingen kilder til forurening af grundvandet med kemikalier, hverken i selve undersøgelsesområdet eller opstrøms til det nærmeste grundvandsskel (Laternus m.fl., 2000). Der kunne måles koncentrationer af kloroform op til 1,6 µg/L i den øverste del af grundvandsmagasinet, mens koncentrationen kun var omkring 0,01 µg/L i et dybere, afgrænset grundvandsmagasin (figur 4). Der er ved andre undersøgelser fundet op til omkring 10 µg kloroform/L i terræn-

nært grundvand, hvor der ikke blev fundet kilder til forurening. Kloroform er på denne måde særligt fundet under skovområder. Undersøgelser af årstidsvariationen i jordbundens kloroformproduktion har vist, at produktionen, som forventet for en biologisk aktivitet er højest i de relativt våde og varme perioder i foråret og efteråret, mens produktionen er lavere i de varme, tørre (sommer) eller kolde (vinter) perioder (Haselmann m.fl., 2002). Denne variation med årstiden kan genfindes i grundvandet, hvor grundvandets kloroformindhold varierer afhængig af kloroformproduktionen i den periode, hvor grundvandet blev dannet (Laternus m.fl., 2000).



Figur 4. Kloroform i grundvandet under Klosterhede Plantage (Laternus et al., 2000).

Er kloroformproduktion i skovjord et problem?

Kloroform er på Miljøstyrelsens liste over farlige stoffer, hvor det er angivet, at der er risiko for alvorlig sundhedsskade ved indtagelse og indånding, og stoffet er som nævnt tidligere under mistanke for at være kræftfremkaldende. Kloroform tilhører også den gruppe af klororganiske stoffer, der er under mistanke for at kunne medvirke til nedbrydning af ozonlaget, men stoffet er ikke på Montreal Protokollens liste over stoffer, som skal udfases. Kloroform er et såkaldt Liste 1 stof, hvis anvendelse i EU skal begrænses mest muligt, og hvor udledningen til blandt andet havet skal nedbringes. Der er på den baggrund fastlagt grænseværdier for indhold af kloroform i drikkevand, grundvand, luft og spildevand (tabel 2).

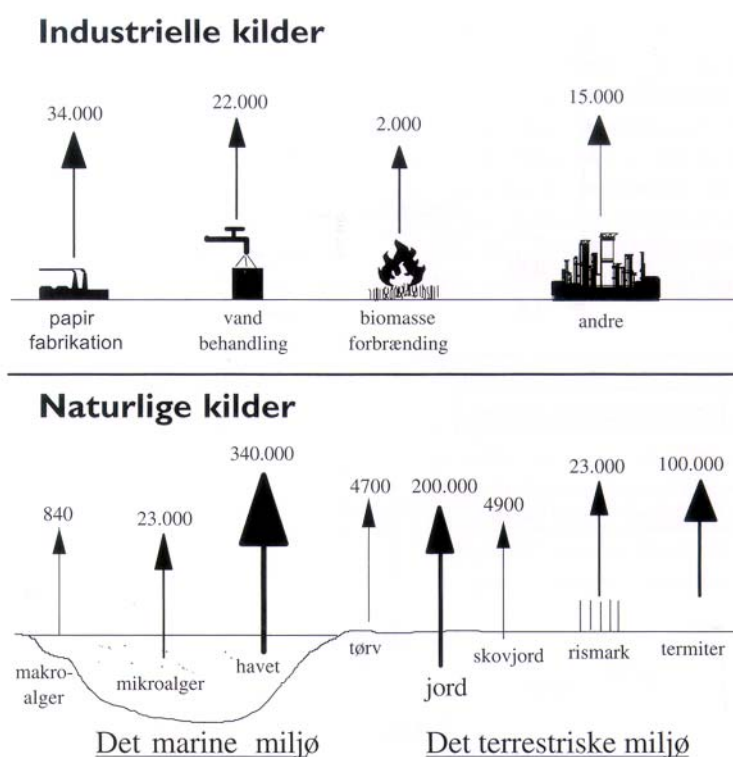
Tabel 2. Danske grænseværdier for indhold af kloroform i drikkevand, grundvand, spildevand og luft (Miljø- og Energiministeriet 1996, 1998, 2001)

	Grænseværdi	Højeste værdi fundet naturligt
<i>Vand</i>		
Drikkevand	1 µg/L	
Grundvand	Så lavt som muligt	1,6 µg/L
Spildevand	10 µg/L	
<i>Luft</i>		
Jordluft		11 µg/m ³
Luft ¹	20 µg/m ³	

¹: Afdampningsbidrag

Der er altså fundet naturligt produceret kloroform i koncentrationer, der ligger over gældende grænseværdi for drikkevand, men ikke for spildevand og luft. Det giver særlige problemer, når et kloreret stof som kloroform findes i grundvandet. Stoffet er erkendt sundhedsskadeligt, og i Danmark benyttes grundvandet som drikkevand med en meget begrænset rensning, som ikke vil fjerne kloroform fuldstændigt. I øvrigt giver et sådant fund i sig selv mistanke om forurening, og i en netop offentliggjort undersøgelse udpeges kloroform som det flygtige organiske stof, der hyppigst er fundet i Californisk drikkevand, og som det stof, der her udgør den største kræftisiko af samtlige drikkevandsforureninger af den type. Der er i Californien fremsat forslag til grænseværdi for kloroform i drikkevand på 5,7 µg/L (Mills m.fl., 1998), og den amerikanske ”miljøstyrelse” har anslået, at livstidsrisikoen ved indtagelse af drikkevand med 6 µg/L kloroform er ét ekstra kræfttilfælde pr. million indbygger (Mitch & Sedlak, 2002). Disse niveauer svarer til de højeste koncentrationer, som i Danmark er tilskrevet fra naturlige kilder.

Ved en sammenligning af de kendte kilder til kloroform i atmosfæren (figur 5), kan det ses, at produktionen af kloroform i skovjord (overslag for skove



Figur 5. Kilder til kloroform i atmosfæren (tons pr. år) (Laturnus et al., 2002).

i de nordlige tempererede zoner) kun udgør en begrænset del af den samlede belastning af atmosfæren med kloroform. Derimod kommer den største del af atmosfærens kloroform fra andre naturlige kilder, særligt fra havet, hvorimod industrielle kilder er mindre vigtige. Kloroformproduktion i skovbunden er dermed ikke en af de vigtige faktorer i den globale balance for potentielle nedbrydere af ozonlaget.

Litteratur

Borch, T., Ambus, P., Laturnus, F., Svensmark, B. & Grøn, C. (2003).

Biodegradation of Chlorinated Solvents in Unsaturated Soils. *Chemosphere*, **51**, 143-152.

Grøn, C. (1989).

Organic halogens in Danish ground waters. Ph.D. afhandling, Danmarks Tekniske Universitet.

Grøn, C. (1993).

Organic halogen group parameters as indicators of groundwater pollution. *Ground Water Monitoring & Remediation*, **13**, 148-158.

Grøn, C. (1995).

AOX in Groundwater. Naturally-Produced Organohalogenes, Selected and Edited. Proceedings of the First International Conference on Naturally Produced Organohalogenes, September 14-17, 1993, Delft, Holland, Ed.'s: A. Grimvall & E.W.B. de Leer, Kluwer, 49-64 .

Haselmann, K.F., Laturnus, F., Svensmark, B. & Grøn, C. (2000a).

Formation of chloroform in spruce forest soil – Results from laboratory incubation studies. *Chemosphere*, **41**, 1769-1774.

Haselmann, K.F., Ketola, R.A., Laturnus, F., Lauritsen, F.R. & Grøn, C. (2000b).

Occurrence and Formation of Chloroform at Danish Forest Sites. *Atmospheric Environment*, **34**, 187-193.

Haselmann, K., Laturnus, F. & Grøn, C. (2002).

Formation of chloroform in soil – A year-round study at a Danish spruce forest site. *Water, Air, and Soil Pollution*, **139**, 35-41 .

Laturnus, F., Merthens, G. & Grøn, C. (1995).

Haloperoxidase-like Activity in Spruce Forest Soil - A Source of Volatile Halogenated Organic Compounds. *Chemosphere*, **31**, 3709-3719 .

Laturnus, F., Lauritsen, F.R. & Grøn, C. (2000).

Chloroform in a Pristine Aquifer System – Towards an Evidence of Biogenic Origin. *Water Resour. Res.*, **36**, 2999-3009 .

Miljø- og Energiministeriet (1996).

Bekendtgørelse om kvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af visse farlige stoffer til vandløb, søer eller havet. Bekendtgørelse 921 af 8/10 1996.

Miljø- og Energiministeriet (1998).

Oprydning på forurenede lokalliteter – Hovedbind, Vejledning nr. 6, 1998.

Miljø- og Energiministeriet (2001).

Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg, Bekendtgørelse nr. 871 af 21/9 2001.

Mills, W.B., Lew, C.S. & Low, J.Y. (1998).

Predictions of potential human health and ecological risks from power plant discharges of total residual chlorine and chloroform into rivers. *Environmental Science & Technology*, **32**, 2162-2171 .

Mitch, W.A. & Sedlak, D.L. (2002).

Formation of N-Nitrosodimethylamine (NDMA) from dimethylamine during chlorination. *Environmental Science & Technology*, **36**, 588-595.

Öberg, G. & Grøn, C. (1998).

Sources of organic halogens in spruce forest soil. *Environmental Science & Technology*, **32**(11), 1573-1579.

Toksiske naturstoffer - »naturlig« forurening af drikkevand

Lars Holm Rasmussen og Hans Christian Bruun Hansen, Kemisk Institut (KVL)

Planter, svampe, alger, bakterier og andre organismer producerer et stort antal så kaldt sekundære metabolitter, hvoraf nogle kan være meget giftige for dyr og mennesker. Således udskiller visse planter stoffer, der virker spirehæmmende overfor andre planter (en slags bioherbicider), mens andre planter, svampe og alger producerer giftige stoffer, som virker afvisende eller direkte giftigt overfor planteædende dyr. I kapitlet gennemgås forekomsten af en række naturlige giftstoffer fra almindelige danske planter og svampe, dog med vægt påfundet af det kræftfremkaldende stof ptaquilosid i jord og drikkevand.

En del af de planter og svampe som producerer sekundære metabolitter er alment kendt, f.eks. Hvid Fluesvamp, Snebær og Guldregn, som vi alle ved, at vi ikke skal spise. Mindre kendt, men dog stærkt overvåget af fødevaremyndighederne, er de svampe, der kan angribe vore fødevarer, såsom *Fusarium* arter og *Aspergillus flavus*, hvoraf sidstnævnte er meget frygtet grundet dens evne til at producere de stærkt toksiske aflatoksiner (optræder typisk i tropisk frugt, eksempelvis paranødder). Aflatoksinerne er nogen af de mest giftige forbindelser, der overhovedet findes, og de er hvert år skyld i mange dødsfald i især den tredje verden (især leverkræft). Mindre kendt er en lang række af giftige planter og svampe, som forekommer naturligt i især skove og på andre naturarealer, såsom enge og overdrev. Disse planter og svampes toksiske virkninger er typisk alment kendt af veterinærer som følge af forgiftninger af husdyr - det skal her bemærkes at det er en udbredt misforståelse, at dyr ikke spiser giftige planter - specielt husdyr, der flyttes ind i naturområder, de ikke er vant til, er udsatte for at blive forgiftet. En række af disse planter og svampe har tillige været anvendt i

Tabel 1. Eksempler på oversete giftige planter og svampe i den danske natur.

Dansk navn	Latinsk navn	Giftige indholdsstoffer (% af tørvægt)	Virkemåde hos mennesker og dyr
Alm. Ørnebregne	<i>Pteridium aquilinum</i>	Ptaquilosid (0,01-1,5%) Andre giftstoffer findes også	Akut forgiftning kan føre til blodstyrning og død. Subletal forgiftning kan føre til indre blødninger p.g.a. reduceret produktion af blodplader samt tumorer i forskellige organer (spiserør, mave, tarm og blære hos mennesker og dyr).
Hvid Anemone	<i>Anemone nemorosa</i>	Protoanemonin (0,2%). Findes også hos andre Ranunkler.	Angriber nervesystemet. Hovedpine. Blodige opkast. Død. 30 Anemoner skulle være nok til at slå en mand ihjel.
Mangeløv, Alm. og Bredbladet	<i>Dryopteris filix-mas</i> <i>Dryopteris dilatata</i>	Acylphloroglucinoler (1% i rhizom).	Angriber nervessystemet. Hovedpine. Krampe. Psykose. Død.
Sveden Sodporesvamp	<i>Bjerkandera adusta</i>	Chlorerede anisolier (?%).	Vides ikke.
Kæmpe Thuja	<i>Thuja plicata</i>	Thujon (1% i nåle). Findes også i Rejnfan og Malurt.	Hovedpine. Kramper. Spontan abort. Lammelser. Død.

folkemedicinen grundet deres indhold af biologisk aktive stoffer. Nogle eksempler på denne i øvrigt brede gruppe af svampe og planter er vist i tabel 1. Af tabellen fremgår det at en række af stofferne er meget giftige - enten akut (f.eks. Hvid Anemone) eller på længere sigt via deres kræftfremkaldende egenskaber (Alm. Ørnebregne). Flere af stofferne vist i tabellen forekommer i relativt store koncentrationer i planterne, eksempelvis ptaquilosid med op til 1,5% af biomassen. Det vil sige, at hvis de planter og svampe, der er nævnt i tabellen, forekommer i store mængder, kan der forekomme store mængder af de anførte giftstoffer. Hvis disse bevoksninger tillige er placeret i drikkevandsindvindingsområder - det være sig lokale brønde eller regionale vandindvindingsoplande - er der en potentiel risiko for forurening af vandet med disse giftstoffer.

For at et naturligt giftstof skal udgøre en trussel mod drikkevandet, så skal det opfylde en række betingelser, blandt andet:

- det skal være stabilt i jordmiljøet og i drikkevandet
- det skal være mobilt
- det skal forekomme i tilstrækkeligt høje koncentrationer.

Det følgende eksempel vil demonstrere, hvorledes ptaquilosid fra plante-samfund, hvor Alm. Ørnebregne er dominerende, kan udgøre en potentiel trussel mod drikkevandskvaliteten i brøndboringer under sådanne plante-samfund.

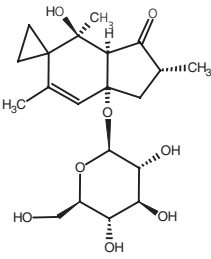
Ørnebregnen - en trussel mod grundvandet?

Ptaquilosid er et terpent glykosid, der findes i forskellige bregnearter, herunder Alm. Ørnebregne (figur 1, tabel 2). I Danmark findes den flerårige bregne ofte i lysninger, på renafdrifter samt langs spor og skovbryn i skove, især på sure sandblandede lerjorde. Ørnebregne er i stand til at danne store sammenhængende bevoksninger hvorfra al anden vegetation bliver udkonkurreret. Dette skyldes dels bregnens tendens til at skygge anden vegeta-



Figur 1. Alm. Ørnebregne i Høstemark Skov.

Tabel 2. Ptaquilosids egenskaber

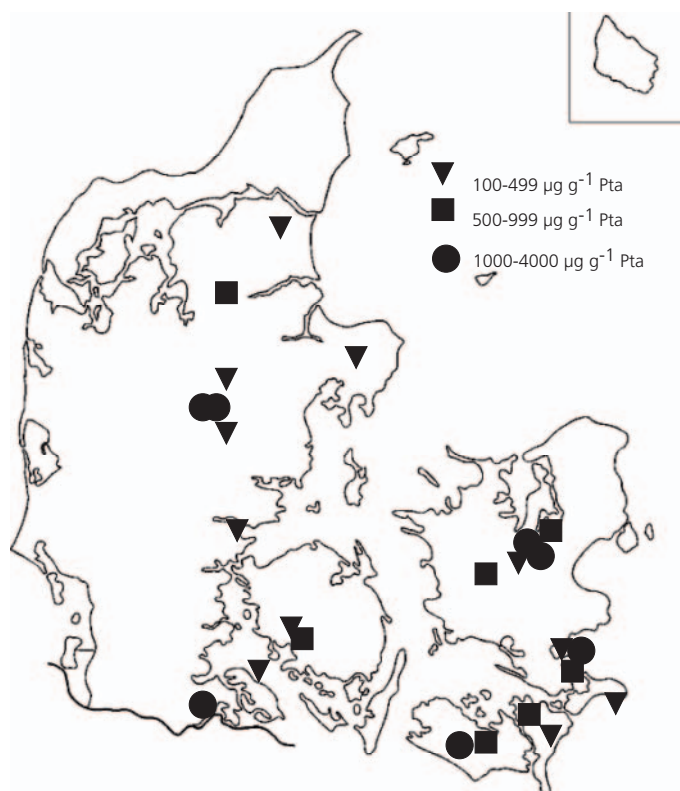
Kemisk navn	Ptaquilosid
Kemisk struktur	
Formel	$C_{20}H_{30}O_8$
Mol vægt	398,45 g mol ⁻¹
logK _{ow} ^a	-0,63 ± 0.01
K _{oc} (jord) ^b	0,001 - 1,35 L kg ⁻¹
Tolerabel koncentration(drikkevand) ^c	0,0001 - 0,0031 µg L ⁻¹

^a Fordelingskoefficient mellem oktanol og vand (lav værdi => meget vandopløseligt). ^b Fordelingskoefficient mellem jord og vand (lav værdi => meget i vand). ^c Koncentration fastsat efter Miljøstyrelsens anvisninger for kræftfremkaldende stoffer.

tion væk, men også udskillelse af spirehæmmende stoffer fra de levende bregner og fra de formuldende bladrester.

Ptaquilosid er et af de mest kræftfremkaldende stoffer, der findes blandt de naturlige toksiner. Det er velkendt at Ørnebregner grundet deres indhold af ptaquilosid, forårsager en række sygdomme hos dyr såsom Akut Hæmorhagisk Syndrom (ændringer i benmarvsceller forårsager indre blødninger, blodstyrtninger og død hos især kalve), Bovin Enzootisk Hæmaturi (tumorer med følgende blødninger i urinblæren hos kvæg) samt cancer i den øvre del af fordøjelseskanaalen hos drøvtyggere i al almindelighed. I Japan, hvor Ørnebregner spises som en del af den traditionelle kost, er ptaquilosid korreleret med forekomsten af mave-spiserørskræft hos visse dele af befolkningen. I Wales, Australien og i Mellem- og Sydamerika er der konstateret sammenhæng mellem forekomsten af mave-spiserørskræft og befolkningernes eksponering for bregnen. Om der er en direkte sammenhæng mellem forekomsten af Ørnebregner, ptaquilosid og human cancer er dog svært at sige, men det er en mulighed som undersøges flere steder i verden, da det er vist, at ptaquilosid kan overføres via mælk fra køer der æder bregnen, via sporerne eller via drikkevandet, eftersom ptaquilosid er meget vandopløseligt.

For at undersøge ptaquilosid-koncentrationerne i jordbunden, og for at undersøge, hvordan den afhænger af indholdet i planter og litter, er der gennemført en undersøgelse af ialt 27 lokaliteter fra hele Danmark fra 1999 og frem til i dag (figur 2). Undersøgelserne har inkluderet målinger af ptaquilosid i bregnebladene, litteren samt i forskellige mineraljordlag. Det maksimale ptaquilosidindhold i bladene findes typisk om foråret, med indhold op til 15 mg g⁻¹ tørvægt, svarende til 1,5 vægt-%. Herefter falder koncentrationen henover sommeren for at nå minimum om efteråret lige før frosten sætter ind. Det gennemsnitlige indhold om efteråret (oktober) ligger på ca. 1 mg g⁻¹ (tabel 3). Tages der højde for biomassen, svarer det til op til 500 mg ptaquilosid pr m², hvis det antages at al ptaquilosid kan udvaskes til jorden, når bregnerne visner. Ptaquilosid findes dog også i Ørnebreg-



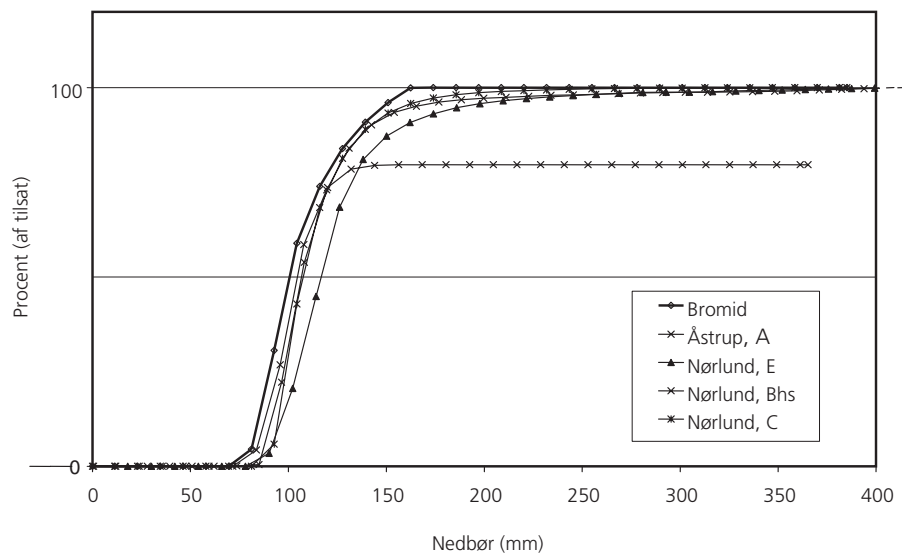
Figur 2. Kort over Danmark med anvisning af ptaquilosid-niveauer fundet i Alm. Ørnebregne, efterår 2000.

nens underjordiske plantedele (rhizomer (underjordiske stængeler) samt rødder så ptaquilosid kan potentielt også udvaskes fra disse dele. Indholdet i rhizomer er af samme størrelsesorden som i bladene, men har det største indhold om efteråret (op til $7 \mu\text{g g}^{-1}$). Indholdet i rødder er meget lavt ($5\text{-}230 \mu\text{g g}^{-1}$). Der er dog endnu ikke noget mål for, hvor stor den underjordiske biomasse udgør for danske Ørnebregner, men den svarer formentlig til den overjordiske biomasse. Undersøgelser har endvidere vist at ptaquilosid-indholdet ligger mellem $0,2$ og $6,4 \mu\text{g g}^{-1}$ i litteren og mellem $0,01$ og $0,7 \mu\text{g g}^{-1}$ i overjorden, hvilket svarer til op mod 160 mg m^{-2} for de enkelte jordlag (tabel 3).

Ptaquilosid-indholdet i de undersøgte jorde afhænger af flere faktorer, hvoraf nedbørsmængden var den afgørende. Der er mest ptaquilosid i jorden i de områder, der får mindst nedbør. Bladafvaskningsforsøg med simuleret regnvand viste ligeledes at ptaquilosid let kunne vaskes af de ubeskadigede blade. Der var ikke nogen effekt af hverken pH eller indholdet af organisk stof i jorden, hvilket tyder på, at ptaquilosid bevæger sig så hurtigt gennem jorden at disse parametre spiller en underordnet rolle. Undersøgelser af ptaquilosid-koncentrationen i jordvæsker udtaget under Ørne-

Tabel 3. Ptaquilosid indhold i 27 danske Ørnebregne-bevoksninger i oktober 2000 (Rasmussen & Hansen, 2003; Rasmussen m.fl. 2003 a & 2003 b).

	Ptaquilosid (min-max $\mu\text{g g}^{-1}$)	Ptaquilosid (min-max mg m^{-2})
Blade	100-3800 10-7000	15-500 ikke bestemt
Litter	0.09-6.43	0.3-160
Muld/morlag	0.01-0.71	0.9-57
Jordvand (90 cm)	0-7.2 $\mu\text{g L}^{-1}$	



Figur 3. Gennembrud af ptaquilosid og bromid på pakkede jordsøjler (30 cm, 50 mm time⁻¹). Horisonterne svarer til hvad man ville finde på en podzol jord.

bregner i 90 cm dybde viste i overensstemmelse med ovenstående, koncentrationer mellem 0 og 7 µg L⁻¹ (tabel 3). Laboratorieforsøg med pakkede jordkolonner bekræftede, at ptaquilosid bevæger sig meget hurtigt igennem jorden (figur 3). På figuren ses, at ptaquilosid bevæger sig næsten lige så hurtigt som bromid (der som nitrat ikke bindes til jorden). Figuren viser også, at kun ca. 80% af ptaquilosiden trænger igennem A-horisonten (morlaget). Stabilitetsundersøgelser af ptaquilosid i kontakt med jord viste, at typisk mere end 90% af ptaquilosiden ville være at finde i vandfasen, og ptaquilosid kunne under visse forhold stadig findes efter 2 måneder i kontakt med jord. Ptaquilosid var mest stabil mellem pH 4 og 7. Specielt i lerjorde samt i sandede underjorde er ptaquilosid stabil.

Konklusion

Undersøgelser af ptaquilosid fra ørnebregner som eksempel har klart vist, at naturlige toksiner kan produceres i store mængder i naturen, og at de kan være i stand til at overleve i længere tid. Ptaquilosid var endvidere så mobilt at stoffet kunne nå underjordshorisonter. Koncentrationerne i jordvæsken var mange gange større end den estimerede tolerable koncentration (tabel 2). Der er selvfølgelig her kun tale om et enkelt stof og en enkelt større undersøgelse. Undersøgelsen viser dog klart potentialet for et toksisk naturstof til at vandre i miljøet og eventuelt true drikkevandet. Drikkevandstruslen fra ptaquilosid er dog formentlig størst ved mindre lokale brønde, der indvinder drikkevand fra ringe dybde - eksempelvis på skovejendomme. Ptaquilosid og lignende stoffer har dog potentialer til at true også dybere drikkevandsboringer, og det er formentlig et spørgsmål om tid, hvornår toksiske naturstoffer findes i drikkevandet, eftersom der aldrig er målt for dem. Enkelte udenlandske undersøgelser har vist forekomst af svampetoksiner i grundvand, og for aflatoxins vedkommende er evnen til at gennembryde overjorden ligeledes demonstreret. Den generelle viden inden for dette område er dog sparsom i dag, og det er ikke muligt at kom-

me med generelle udtalelser om, hvor stor truslen er. Det er dog vigtigt at understrege, at mange af disse stoffer er meget giftige - langt giftigere end pestider, og de kan blive produceret i ganske store mængder. Et vigtigt forhold er også, at der sker en kontinuerlig produktion af disse stoffer på den samme lokalitet år efter år, og i en stor del af året, hvorved belastningen set over tid vil være ganske stor.

Et spørgsmål der formentlig vil komme til at presse sig på i fremtiden er spørgsmålet om genmodificerede organismer. Nogle af disse har fået styrket deres forsvar mod insekter og svampe ved at få insplejset gener, der koder for produktion af toksiner (eksempelvist Bt-toksin i Majs og Vintergæk-toksin i Nordmannsgran). Ved at få planterne til at producere disse giftstoffer, flytter man i realiteten giftfabrikken ud på marken eller ind i skoven. Da eksempelvis Bt-toksinet produceres i Majs-rødderne, får man induceret disse toksiner langt ned i jorden og væk fra det mikrobielt aktive område i overjorden. Herfra kan de udvaskes fra den levende eller døde plante og true drikkevandet på en hidtil ukendt måde. Ved at anvende GMO-organismer er chancen for at jordbundens mikroorganismer kan nedbryde stofferne yderligere mindre, da disse toksiner må forventes at være ukendte for mikrofloraen.

Litteratur

Rasmussen, L.H. & Hansen, H.C.B. (2003).

Growth of Bracken in Denmark and the Content of Ptaquiloside in Fronds, Rhizomes and Roots. I: Acamovic, Stewart, C.S. og Pennycott, T.W. (Eds): Poisonous Plants and Related Toxins, CAB International, Wallingford, Oxon, UK. (In Press)

Rasmussen, L.H., Jensen, L.S. & Hansen, H.C.B. (2003a).

Distribution of the Carcinogenic Terpene Ptaquiloside in Bracken Fronds, Rhizomes (*Pteridium aquilinum*) and Litter in Denmark. Journal of Chemical Ecology (in press).

Rasmussen, L.H., Kroghsbo, S. & Hansen, H.C.B. (2003b).

Occurrence of the Carcinogenic Bracken Constituent Ptaquiloside in Fronds, Topsoils and Organic Soil Layers in Denmark. Chemosphere (in press).

Vandindvinding i skov - nuværende omfang og fremtidige muligheder

Ingeborg Callesen, Skov & Landskab og Lars Elkær, WaterTech A/S

Den samlede fordeling mellem forskellige typer arealanvendelse i et grundvandsopland er afgørende for nedsivningsvandets mængde og kvalitet. Oppumpet grundvand kan godt stamme fra skovens nedsivningsvand, selvom kildepladsen ligger udenfor skovgædet. Der findes ingen præcise statistikker over grundvandsboringer i Danmark. GEUS og landets amter, som indberetter grundvandsoplysninger til GEUS, har de bedste oplysninger om drikkevandsboringer, hvori- mod markvandingsboringer og boringer til enkelte husstande ikke nødvendigvis bliver registreret. Af samme grund findes der ingen opgørelser af omfanget af boringer i danske skove. I kapitlet fremstilles de eksisterende oplysninger om udnyttelsen af grundvand fra skove og de fremtidige muligheder diskuteres.

Nuværende omfang

GEUS har med baggrund i Jupiterdatabasen, skovsignaturer på det digitale kort Top10dk i 1:10.000 og skove på det topografiske kort i 1:200.000 udført en analyse for *Skov & Landskab*. Der blev fundet 58.000 stedfæstede boringer i Danmark, som er foretaget med vandindvinding for øje (Frants v. Platen, GEUS, pers. komm.). Der kan dog være tale om både aktive og nedlagte boringer. Amterne har indberettet 11.000 vandindvindingsboringer, som er knyttet til fællesvandværker, og af disse skønnes 600 - 1200 at ligge i skovbevoksninger, afhængig af målestoksforholdet på det kort, der benyttes i analysen (figur 1). Skov i Top10Dk er defineret som bevoksninger ned til ½ ha. Dertil kommer at en række boringer, som er placeret udenfor skovgædet, indvinder vand fra magasiner, der dannes under skove. I oplande, hvor andelen af skov er relativt høj, vil de grundvandsmagasiner, der pumpes fra, for en stor del blive forsynet med nedsivningsvand fra skov. Omvendt kan man ikke være sikker på, at det magasin, der pumpes fra, udelukkende stammer fra skovøkosystemets nedsivningsvand, selvom boringen ligger indenfor skovgædet. En sådan viden må bero på en hydrogeologisk kortlægning.

En anden kilde til viden om vandindvinding fra skovene er Skov- og Naturstyrelsen, som i 1998 lavede en opgørelse over kollektive boringer i statskovene, hvorfra der indvindes mere end 300 m³ vand pr. år. Undersøgelsen viste, at ca. 60 vandværker indvinder i alt 17 mio. m³ drikkevand, samt at et antal enkeltboringer forsyner statsskovdistrikternes huse. Myndighederne (amterne) har givet tilladelse til indvinding af op til 32 mio. m³ pr. år. De boringer, hvorfra der indvindes de største vandmængder, 0,5 – 3 mio. m³ per år, er beliggende ved Esbjerg, Varde, Odense, Frederikshavn og i Nordsjælland. I Thy og på Rømø og Læsø findes der boringer, hvorfra der indvindes mere end 250.000 m³ vand (Mikael Kirkebæk, Skov- og Naturstyrelsen, pers. komm.).

Selvom der ikke findes sikker viden om omfanget af grundvandsindvin-



Figur 1. Boringer i skov (Top10Dk 1:10000), som oplyst af amternes indberetning af drikkevandsboringer til Jupiterdatabasen ved GEUS.

ding i skov, svarer antallet af registrerede boringer godt til skovenes arealandel på 11,3%. Antallet, som falder inden for det detaljerede kort (Top10Dk) svarer til 11% af de boringer, som amterne har indberettet (1.200 i skovbevoksninger ud af totalt 11.000 boringer). Omfanget af boringer, der er udført med tanke på drikkevandsindvinding i skovene er dermed større end umiddelbart forventet.

Analysen rummer usikkerheder, både hvad angår antallet af boringer, som med sikkerhed vides at være drikkevandsboringer, og karakteren af den skov, der indgår. Ifølge kortets definition af skov kan der også være tale om juletræsplantager. Det antal, som er præsenteret her, er et forsigtigt gæt. En mere detaljeret opgørelse vil kræve indsamling af nye data, analyse af flyfotos eller en undersøgelse af arealanvendelsen og evt. fredskovsnotering i matrikelregistret (Hans Skov Petersen, *Skov & Landskab* (FSL), pers. komm.).

Det er ikke undersøgt, hvor store mængder vand, der pumpes op fra boringerne. Eftersom de tilhører fællesvandværker, som overvåges af amterne, må der imidlertid være et vist volumen bag hver enkelt boring. Boringerne er spredt ud over hele landet, men er ikke jævnt fordelt over skovene. Boringerne ser ud til at være placeret tæt på forbrugerne eller tæt på den infrastruktur, som kan føre vandet frem til forbrugerne. Derfor har skove og naturarealer omkring de store byer været oplagte steder at hente grundvand (figur 1). Det samme gælder skove langs store rørføringer på Sjælland, der forsyner København med drikkevand. Derimod er der kun registreret få boringer i de store plantagearealer i Midt- og Vestjylland.

Fremtidige muligheder

Vandrammedirektivets¹ idé er at forvalte grundvand og overfladevand som en samlet ressource i afstrømningsoplande. En øget grundvandsudnyttelse fra skove bør derfor idéelt set fokuseres på skovrige oplande, som har ”overskud på vandbalancen” set i lyset af den eksisterende udnyttelse. I Danmark er afstrømningen størst i Midt-, Vest- og Sønderjylland og lavest i Østdanmark, mens efterspørgslen efter drikkevand, som følger befolkningstætheden, forholder sig omvendt. Denne skævhed kan ikke ændres, og en øget udnyttelse af grundvand fra skovrige egne med nedbørsoverskud vil indebære investeringer i anlæg, der kan transportere vandet frem til forbrugerne.

Manglende viden om de geologiske formationer og grundvandsmagasiner-nes egnethed til drikkevandsindvinding kan være en hæmsko for øget udnyttelse af grundvand i skove. Registrerede boringer eller nye prøveboringer er nødvendig information i vurderingen af de fremtidige muligheder. Denne viden eksisterer ikke i dag for mange skove og plantager, fx i Midt- og Vestjylland.

Fremfor at transportere drikkevand over store afstande er det mere rationelt at se på udnyttelsen indenfor afstrømningsområdet. Det er ikke sikkert, at den nuværende grundvandsudnyttelse i de højt udnyttede oplande på Sjælland er optimeret til vandmagasinernes størrelse, eller minimerer de negative virkninger på vådområder og vandløb i skovene. Det kan tænkes, at boringerne nærmere er tilpasset placeringen af eksisterende anlæg. Det vil være gavnligt at undersøge, om grundvandsmagasinerne omkring de store byer kan udnyttes mere jævnt, så negative virkninger på skovenes vådområder minimeres. I den forbindelse er det vigtigt, at beskyttelsen af naturværdier i fugtige skovbiotoper vejes op mod værdien af rent vand fra nye boringer. Ved planlægning af nye boringer og nye røranlæg bør risikoen for, at værdifulde og sårbare våde biotoper i skove ødelægges som følge af et sænket grundvandsspejl, indgå i vurderingen. Kendskabet til skovnatur-ten kan opnås ved registrering af nøglebiotoper i skoven. Gamle skove uden sårbare vådområder kan sandsynligvis inddrages til grundvandsindvinding uden negative konsekvenser. Ved gradvis konvertering af nåleskov til løvskov vil afstrømningen blive større i de eksisterende skove, og der vil dannes mere nyt grundvand.

Nyere skove og skove, der plantes i fremtiden, rummer ikke gammel skovnatur. Disse skove kan vise sig at være de bedste alternativer for øget grundvandsudnyttelse i en helhedsvurdering. Hensynet til biotoper, som er omfattet af Naturbeskyttelseslovens §3, kræver dog, at våde biotoper på skovrejsningsarealer beskyttes. Intensiteten af grundvandsudnyttelsen i de gamle skovegne vil kunne dæmpes, hvis udnyttelsen af magasiner, der forsynes af afstrømning fra nyere og nyanlagte skove, øges. Det vil kræve, at skovrejsning og anlæg til fremtidig indvinding af grundvand bliver koordineret i planlægningen.

¹ Direktiv 2000/60/EC og rådsbeslutning nr 2455/2001/EC.

Ved målrettet indvinding af drikkevand fra gamle og nye skove kan det blive nødvendigt at tilpasse skovdriften for at sikre grundvandskvaliteten. Det samme gælder arealdriften i nærområdet omkring skoven. Indgåelse af aftaler om pesticidfri drift er et eksempel på tilpasning af driften, og i den forbindelse er det lettest for vandværkerne, hvis kun én eller få store lodsejere er involveret. Her har større skovejendomme en fordel.

Konklusion

Selvom drikkevandsindvinding fra skovrige oplande allerede finder sted i et overraskende stort omfang, er der rum for at øge og tilpasse udnyttelsen, selv indenfor oplande med intensiv drikkevandsindvinding. Midlet er planlægning af indvindingen med udgangspunkt i tekniske undersøgelser af magasinernes geologiske egnethed, som i vidt omfang mangler idag. Ved en koordineret planlægning, tekniske undersøgelser og indgåelse af aftaler med lodsejere om hensigtsmæssig arealdrift med henblik på at sikre grundvandskvaliteten, bør vandressourcen i skovene og skovrejsningsarealer kunne udnyttes mere og bedre, samtidig med at negative virkninger på skovnaturen minimeres.

Grundvandsudnyttelse - påvirkning af skovtræers vækst og sundhed

Ingeborg Callesen, Skov & Landskab

Indvinding af grundvand er et indgreb i skovens hydrologi, der kan have samme virkning som grøftning og afvanding, vandløbsvedligeholdelse og regulering af vandstanden i sær. Der skelnes mellem overvejende frit dræede jorde (højbundsjarige) og ikke frit dræede jorde (lavbundsjarige), afhængig af om det primære grundvandspejl i løbet af vækstsæsonen er i kontakt med rodzonen eller ej. Ændringer i hydrologien kan enten medføre sænkning af vandspejlet, dæmpe svingninger i vandspejlet eller hæve vandspejlet og medføre oversvømmelser af kortere eller længere varighed. Ændring af vandspejlet kan påvirke træernes vækst og sundhed.

Vækst og sundhed på højbundsjarige

Der findes ingen dansk eksperimentel viden om effekten af grundvandsindvinding på skove, der vokser på højbundsjarige. Klimatiske udsving, samt forsøg med grøftning og dræning kan dog give et fingerpeg om, hvad svingende eller ændret vandforsyning betyder for træers vækst og sundhed. Det forudsætter, at grundvandsindvinding har samme virkning som grøftning og dræning, hvilket langt fra er sikkert. Træernes rødder er ikke i kontakt med det primære grundvandspejl på højbundsjarige. Den effektive røddybde, som omfatter 95% af rødderne, er sjældent dybere end 100 cm, og den maksimale røddybde sjældent dybere end 200 cm. Langsomt nedsvivende overskudsnedbør kan imidlertid skabe sekundære, hængende grundvandspejl i rodzonen. Træernes rodnet indskrænkes i visse tilfælde, og træerne bliver følsomme overfor tørke. Dybe grundvandsboringer påvirker formodentlig ikke de midlertidige, hængende vandspejl, som opstår på grund af lav nedsivningshastighed, der kan skyldes tætte jordlag med meget få grovporer. Langsom nedsivning kan bevirke, at den overfladiske afstrømning til grøfter og vandløb er tilsvarende større, eller at der dannes en våd biotop. I et normalår er der et nedbørsunderskud i vækstsæsonen fra 1. maj til 1. november på ca. 0 – 150 mm vand.

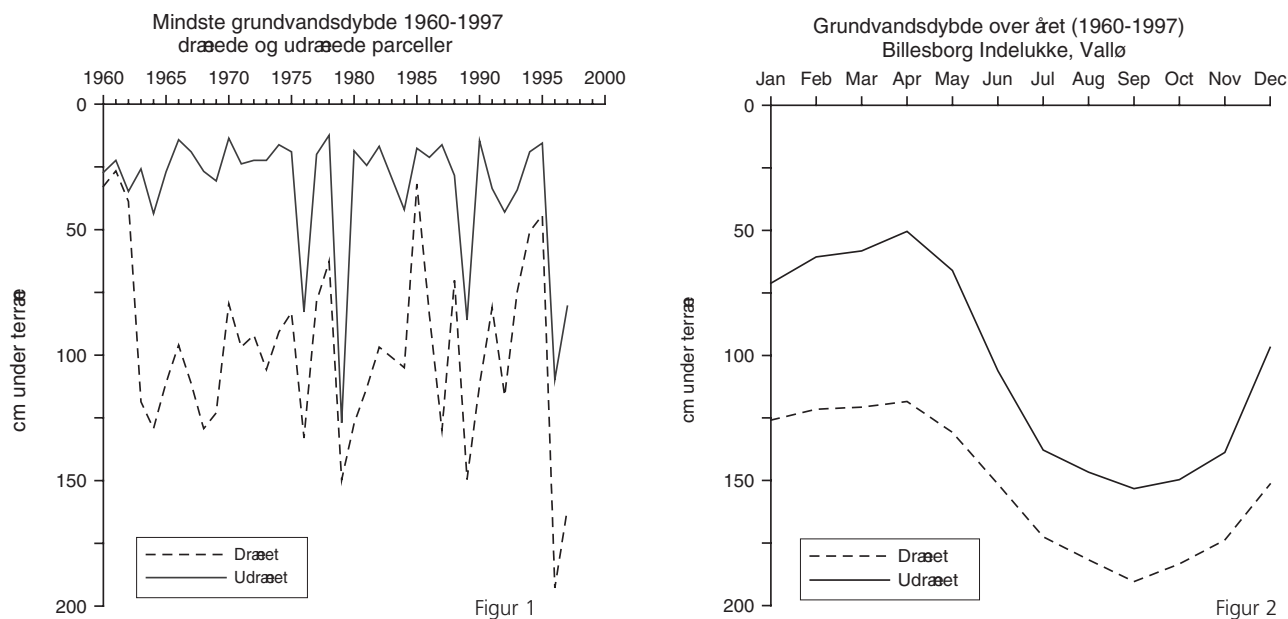
Jordens porevand skal være stødpude for vegetationens vandforbrug i perioder uden nedbør. Træernes vækst afhænger af mængden af sommernedbør i Danmark. For rødgran er variationen i årringsbredde derfor størst på de dårligste vækstlokaliteter (Holmsgaard m.fl., 2001), som typisk findes på fattige tørre sandjorde med lav rodzonekapacitet uden kontakt med grundvand. I et manipulationsforsøg på Klosterheden så man lignende sammenhænge (Bier m.fl., 1995). Vanding på fattig sandjord har tydeligt øget tilvæksten hos rødgran (Holstener-Jørgensen & Holmsgaard, 1975).

Svingninger i vandforsyningen kan have dramatiske effekter på træernes sundhed og vitalitet. Bøgeskove reagerer på vandmangel ved at smide løvet tidligt, sætte færre skud og reducere bladstørrelsen det efterfølgende år.

Nedbørsfattige somre i 1974 - 1976 og 1992, og 1994 - 1996 medførte bladtab, nedsat vitalitet og forringelse af vedkvaliteten i mange, fortrinsvis ældre, bøgebevoksninger. Unge bevoksninger var også ramt. Bladtabene var særlig markante på svær lerjord og på lerjord med strukturskader, hvilket tyder på et utilstrækkeligt rodnet, som følge af rodhæmmende forhold i jordbunden. Skove, hvor bøgebevoksninger ikke var beskyttet af nabo-bevoksninger, men tværtimod var udsat for stor randvirkning, havde forøget tendens til skader (Callesen m.fl., 2001). Hvis vandindvindingen har indflydelse på den forventelige roddebyde, ville en sænkning af vandspejlet være fordelagtig for træer på højbund. På lerede jorde i flade bundmorænelandskaber har selv mindre terrænforskelle stor indflydelse på jordens dræning. I tørkeår har bøgebevoksninger haft større bladtab og dårligere sundhed i dårligt drænedede lavninger end på højere beliggende naboarealer. Derfor forsøgte man at øge træernes rodtrum ved udgrøftning af vandlidende skovarealer. Indsatsen begyndte midt i 1800-tallet (Vaupell 1863). For bøgedyrknings vedkommende har anstrengelserne dog kun været en betinget succes, da det har vist sig, at udgrøftning ikke kan sikre bøgens vitalitet i ekstreme tørkeår.

Effekten af dræning på skoves tilvækst er blevet undersøgt i et forsøg med ældre bøg og ung rødgran på moderat veldrænet morænelerjord i Billesborg Indelukke, Vallø Stifts skovbrug. Forsøget blev anlagt i 1962 med en udrænnet del og en drænnet del, hvor drænrør blev gravet ned i ca. 1,5 meters dybde med en afstand på 10 m. På halvdelen af det drænedede areal og halvdel af det udrænedede areal plantede man rødgran i 1967, mens den oprindelige bøgebevoksning fra 1870'erne stod tilbage på arealets anden halvdel. Dybden til vandspejlet blev fulgt månedligt i 10 brønde fordelt over de fire parceller fra 1962 – 2001. Pejlingerne viste en stor variation fra år til år, som fulgte svingninger i årsnedbøren. Drænrørene bevirkede, at grundvandspejlets årlige højeste niveau blev sænket på de drænedede parceller (figur 1). Grundvandstanden i de to drænedede parceller blev sænket med 40-70 cm i gennemsnit på månedsbasis i forhold til de udrænedede parceller (figur 2). Dræningen havde ingen indflydelse på træernes vækst, hverken rødgran eller bøg (Holstener-Jørgensen & Kjersgaard, 1959). Der sås heller ingen effekt af dræning på træernes sundhed under de tørre somre i 1970'erne, ligesom der ikke var tydelige forskelle i bladtab i bøgebevoksningerne i 1996 efter serien af tørre somre i 1994-96. Det konkluderes, at dræningen ikke har haft effekt på bøg og rødgran i dette forsøg, måske fordi jorden ikke var tilstrækkeligt dårligt drænet til at en effekt af øget rodtrum kunne måles. Generelt kan det konkluderes, at grøftning ikke hjælper grundvandsfølsomme træarter som bøgen i nedbørsfattige år. Bøgedyrkning kan være forbundet med økonomisk risiko, som man ikke kan forsikre sig mod ved grøftning.

Generelt er der ingen sikker viden om, hvorvidt grøftning og dræning af højbundsjarde medfører en øget og mere stabil vandforsyning i skovbevoksninger. Det er tvivlsomt, om indvinding af grundvand fra dybe magasiner har indflydelse på hyppigheden og varigheden af midlertidige hængende vandspejl, hvis dannelse skyldes jordfysiske forhold i rodzonen. Det forventes derfor heller ikke, at grundvandsindvinding på højbundsjarde



Figur 1. Mindste grundvandstand (cm under terræn) i dræede og udræede parceller i perioden fra 1960-1997 på prøveflade E45 i Billesborg Indelukke, Vallø Stifts skovbrug (gennemsnit af 5 pejlerør i den dræede del, og 5 i den udræede del bevokset med både bøg og rødgran).

Figur 2. Grundvandsdybde måned for måned i dræede (bøg og rødgran) og udræede parceller (bøg og rødgran). Gennemsnit for 1964-1997.

påvirker træers vækst og sundhed, hverken i negativ eller positiv retning. Skove på grundvandsnær sandjord vil kunne tabe tilvækst, men det er svært at dokumentere.

Vækst og sundhed på lavbundsjerne

Skovbevoksninger på grundvandspåvirket jord og tørvejord er afhængige af, at de årlige udsving i vandspejlet er nogenlunde stabile. Træernes vandforbrug indstiller sig på grundvandet tilstedeværelse.

Medmindre grundvandet begrænser røddernes respiration, er grundvand gavnligt for væksten. Store afvandingsprogrammer i de nordiske og baltiske lande har omdannet tørvemoser til produktiv skov. I Danmark har skovbruget igennem mere end 100 år arbejdet med grøftning og afvanding i skovene, fordi en udvidelse af det permanente rodtrum ved grøftning ville gøre det muligt at opdyrke moserne fortrinsvis med rødgran og sitkagran. I 1990'erne er man igen begyndt at fokusere på at genskabe skovens naturlige hydrologi og tilpasse skovdyrkningen til denne.

Uden regulering vil grundvandspejlet på lavbundsjerne, fx i ådale, følge nedbøren, og vandspejlet kan svinge henover året. Oversvømmelser kan optræde langvarigt om vinteren eller kortvarigt om sommeren efter kraftig nedbør. Under periodiske oversvømmelser af vandløbsnære arealer afsættes næringsrige sedimenter. Træarternes tolerance overfor oversvømmelse er meget forskellig. Rødel kan transportere ilt til rødderne gennem xylemet. Arten er tilpasset våde og tildels iltfattige forhold i rodzonen, men tåler

ikke oversvømmelse af de lenticeller ved stammefoden, som benyttes i respirationen. Dunbirk tåler en vis grad af oversvømmelse, men er ikke vindstabil på tørvejord. Ask tolererer også vandmættet jord, men vandet må ikke være ilt- eller næringsfattigt, eller have lavt pH. Hvis man sammenligner rødæl på højbund med næringsrige lavbundsarealer, er det tydeligt, at arten trives bedst på næringsrig tørv.

De fleste træarter tåler ikke oversvømmelse i vækstsæsonen, men følsomheden afhænger af træarten. Virkningen af langvarig oversvømmelse i vækstperioden kendes fra ekstreme nedbørshændelser rundt om i Europa. I forbindelse med at floden Oder gik over sine bredder i juli 1997 og gennem fire uger oversvømmede 19.300 ha skov i den mellemste del af Oderdalen, undersøgte man, hvilke træarter, der først og fremmest døde af iltmangel i en periode, hvor høj temperatur havde krævet stor respiration. Virkningerne indtrådte 1-4 år efter oversvømmelsen. Ær og bøg døde hurtigst og i størst omfang, fulgt af ask, lind, el, birk og avnbøg. Blandt nåltræerne var lærk og douglas mest sensitive, fulgt af rødgran og skovfyr (Gorzalak, 2000). Hævet vandspejl, fx. som følge af reduceret indvinding, kan stresser og evt. slå bevoksninger ihjel.

Varige sænkninger af vandspejlet har også medført nedsat vitalitet og udgåede træer. Eksempler findes rundt om i Europa, hvor rødæl nævnes som en art, der er følsom overfor et sænket vandspejl. På lavbundslande og tørvejerde kan der forventes en effekt af grundvandssænkning, idet træerne har vænnet sig til en stabil vandforsyning. Hvis grundvandspejlet sænkes markant kan det påvirke bevoksningernes vitalitet negativt, og evt. medføre at de dør i forbindelse med tørke. Omvendt, hvis røddernes respiration er hæmmet af højtstående grundvand vil en moderat grundvandssænkning øge væksten.

Mineralisering og sætning af tørv, og blotlægning af rødder

Regulering af overfladevand og vandløb har påvirket skovenes vådområder. Sænkning af vandspejlet ved dræning af næringsrig tørv kan medføre kraftig belastning af det afstrømmende vand med nitrat, fordi tørv om sættes, når ilttilførslen øges (Callesen m.fl., 1999).

I Rhin-området har dræning af næringsrig rødæl sumpskov ført til vegetationsændringer og tegn på kraftig mineralisering af tørv. Man observerede pH fald, lavere indhold af kulstof og kvælstof og ombyttelige basekationer, men højere volumenvægt i drænedes partier. Vegetationen ændrede sig også, idet hyppigheden af Kær-Star (*Carex acutiformis*) aftog i drænedes partier (Kazda, 1995). Lignende observationer på næringsrige eller sumpe kendes fra mange lokaliteter. Dræning af næringsrig tørv kan således medføre forurening og belastning af miljøet med nitrat.

Et eksempel på grundvandsindvindingens indflydelse på lavbundslande kendes også fra Danmark. På Humleore skovdistrikt ved Borup foregår en

intens indvinding af grundvand. Hovedledningen forsynes af talrige drikkevandsboringer i området ved St. Regnemærk og har forbindelse til Gyrsinge sø, der anvendes som overfladereservoir i meget nedbørsfattige år. Grundvandsindvindingen startede i 70'erne, og det anslås at grundvandspejlet i skoven er sænket med ca. 6 meter som følge af indvinding. Pumpebyden er nu 62 m under jordoverfladen mod tidligere 54 m. Virkningerne på Humleore skovdistrikt ses først og fremmest på lavbundsarealer med aflejringer af ferskvandstørv nord og syd for Køge Ås. Åsen gennemløber skovens sydlige ende i retningen øst-vest. I alt 60 ha skovmose og eng er berørt af det ændrede vandspejl. På engarealer er terrænkoten faldet ca. 1,25 m som følge af sætning af tørv. Omkring 1980 var ændringerne mest voldsomme, idet huller og brede revner gjorde det umuligt at have jorden i omdrift. Hullerne opstod pga. udtørring og omsætning af tørv. Mineraliseringen af den næringsrige tørv viser sig ved stor forekomst af den nitratskænde Stor Nælde (*Urtica dioica*) i lysåbninger.

Vandindvindingen har påvirket skovens stabilitet. I en ca. 50-årig rødgranbevoksning er rodsystemerne delvis blotlagt, fordi tørv er sunket sammen og der er opstået hulrum under trærødderne (figur 3 og 4). Sænkninger og huller er endnu mere udpræget mellem træerne. Det tyder på, at rødderne holder lidt på tørv. Rødgranbevoksninger på tørv blev i 1980'erne tyndet med maskiner, fordi det var farligt at færdes til fods. Mindre stormfald i 1982 og 1984 har åbnet bevoksningen, mens de senere storme ikke har væltet træer, selvom mange træer hælder.

I en nabobevoksning på tørv er en 56-årig askebevoksning stagneret i vækst, veddet er sortkernet og stammebasis er mosklædt. Det tolkes som en reaktion på markant ringere vandforsyning og en følge af det sænkede vandspejl. Ask trives normalt godt på næringsrig tørv, hvor der er iltrigt vand. Både forsuren som følge af tørvens omsætning, nitratproduktion og udvaskning samt nedsat vandforsyning kan være skyld i askebevoksningens vækststagnation.



Figur 3. 50-årig rødgranbevoksning med blotlagte rødder som følge af grundvandsindvinding på Humleore skovdistrikt.



Figur 4. Sænkning og huller mellem træer i 50-årig rødgranbevoksning på Humleore skovdistrikt som følge af grundvandsindvinding.

Eksemplet viser, hvad en voldsom lokal indvinding kan betyde for skovmosernes tilstand. Der er forhandlet om erstatning for omlægning af 15 ha skov, hvor de nuværende bevoksninger skal afdrives, støddene ryddes og jorden grubbes. Formålet er at få en fast jordbund, hvor der kan etableres ny bevoksning. Når jorden igen har sat sig, kan der etableres nye kulturer af eg. Der er opnået overenskomst om erstatning for 5 ha.

Sætning af tørv og blotning af rødder kendes også fra Letland, hvor man har mangeårige erfaringer med konvertering af lavproduktive skovmoser til produktiv skov. En nøje regulering af vandstanden er afgørende for, om stabiliteten kan opretholdes (pers. komm. Prof. Peteris Zalitis, SILAVA).

Konklusion og anbefalinger

Grundvandsindvinding ventes ikke at have negativ indflydelse på skovtræers vækst og vitalitet, når der er tale om højbundslande. Indvindingen ventes heller ikke at afhjælpe sundhedsproblemer, der skyldes forekomsten af hængende vandspejl i rodzonen. På lavbundsarealer og tørvejorde kan såvel vækst som sundhed blive påvirket negativt eller positivt. En konkret vurdering af grundvandspejlets dybde vil være afgørende for, om indvinding kan forventes at påvirke skovbevoksningers vækst og sundhed negativt på den enkelte lokalitet.

Litteratur

- Beier, C., Gundersen, P., Hansen, K. & Rasmussen, L., (1995).*
Experimental manipulation of water and nutrient input to a Norway spruce plantation in Klosterhede, Denmark: 2) Effects on tree growth and nutrition. *Plant & Soil*, 168-169: 613-622.
- Callesen, I., Bilde Jørgensen, B. & Bergstedt, A. (2001).*
Sommertørkens virkning på bøg. 5. opfølgning. *Skoven*, 196-200.
- Callesen, I., Raulund-Rasmussen, K., Gundersen, P. & Stryhn, H. (1999).*
Nitrate concentrations in soil solutions below Danish forests. *Forest Ecology and Management*, **114**, 71-82.
- Gorzalak, A. (2000).*
Auswirkung von Überschwemmungen auf die Flora - am Beispiel des Oderhochwassers 1997. *Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch. ökol.*, **34**, 8-11.
- Holmsgaard, E., Gillesberg, I., & Olsen, H. C. (2001).*
Åringsvariationer og disses klimaafhængighed på 8 rødgranlokaliteter. *Forskningsserien*, **22**, 7-61.
- Holstener-Jørgensen, H. & Kjersgaard, O. (1959).*
Foreløbige resultater af et dræningsforsøg i ung rødgran. *Det Forstlige Forsøgsvæsen i Danmark*, **38**, 79-83.
- Holstener-Jørgensen, H. & Holmsgaard, E. (1975).*
Fertilization and irrigation of young Norway spruce on sandy soil. *Forstlige Forsøgsvæsen Danmark*, **34**, 265-270.
- Kazda, M. (1995).*
Changes in alder fens following a decrease in the ground water table: result of a geographical information system application. *Journal of Applied Ecology*, **32**, 100-110.
- Dr. habil. silv. Peteris Zalitis, SILAVA, Latvia.*
Personlig kommunikation.
- Vaupell, C. (1863).*
De danske skove P.G. Philipsens forlag, Kjøbenhavn.

Vandstandsændringers effekt på biodiversiteten

Flemming Rune, Skov & Landskab

Siden første halvdel af 1800-tallet har mange danske skovområder gennemgået store eller mindre ændringer af grundvandsspejlet, enten tilsigtet ved afgrøftning og dræning for at øge det træbevoksede areal, eller utilsigtet ved vandindvinding og øget anvendelse af nåetræer, først og fremmest rølggran og dermed vandforbrug i skovdyrkningen. I bynære skove kan grundvandsspejlet endvidere være sækket for at sikre nærliggende bebyggelser. Den følgende gennemgang beskriver effekter på biodiversiteten som følge af vandstandssænkninger. Til sidst relateres disse effekter til grundvandsudnyttelsen.

Hvilke konsekvenser, ændringer af grundvandsspejlet har haft for skovenes biodiversitet, er langt fra klarlagt, men vi har en række erfaringer og eksempler på effekter, der er værd at fokusere på:

- På de frit drænedede højbundsjordene er effekten af vandspejlsændringer på biodiversiteten langt mindre tydelige end på lavbundsjordene og kan som regel næppe dokumenteres.
- Efter en vandstandssænkning bliver et naturligt træløst vådområde typisk dækket af buske og træer i løbet af 10-20 år, hvorved den naturlige vådbundsvegetation bliver bortskygget, og den tilhørende flora og fauna forsvinder.
- Vådområdernes areal er i løbet af 1800- og 1900-tallet reduceret fra 20-25% til 3-4% af det samlede skovareal, fortrinsvis som følge af udgrøftning og dræning.
- Naturgenopretning af vådområder er vanskelig, langvarig og kræver frem for alt en rigelig hævning af vandstanden.
- Skovvandløb er på grund af deres oftest ringe bredde og lille vandføring mere følsomme overfor grundvandssænkninger end det åbne landsår.

Træbevoksede lavbundsarealer

På den naturligt træbevoksede del af skovlandskabet er grundvandstanden en uhyre vigtig fordelende faktor for træarternes naturlige etablering og for deres indbyrdes konkurrencepotentiale, for så vidt grundvandet er i kontakt med i hvert fald træernes dybeste rødder. Få decimeters ændring i grundvandstanden kan ændre vækst- og foryngelsesforholdene afgørende, og dermed også have stor betydning for skovbundsflora og øvrig biodiversitet.

Ud over at være en generel artsfordelende faktor, er grundvandstanden en vigtig dynamisk faktor, der skaber variation, gradienter, lysninger og stedvis lysåben skov ved at hæmme stærkt skyggende arter som bøg og ahorn. Høj grundvandstand i urørte og naturprægede skove er med til at skabe en stør-

re alders- og formvariation på træerne, og skaber typisk langsomtvoksende, krogede og vantrivelige, forstligt usle, men biologisk værdifulde træer. En „Kongeeg“ er nok utænkelig under forhold med dyb grundvandstand. Det er blevet anslået, at kunstigt sænket grundvandstand – som følge af dræning og vandindvinding - spiller en rolle som plantefordelende faktor på 70-90% af arealet i de gamle skovegne (Rune, 1997).

Flere skovtyper beskyttet af EUs habitatdirektiv (Det Europæiske Råd 1992) vil være i fare ved grundvandssænkninger, f.eks. skove af rødæl (*Alnus glutinosa*) og ask (*Fraxinus excelsior*), (type 91E0 Alno-Padion, Anion incanae, Salicion albae), selv om vandspejlsændringer ikke nævnes som nogen specifik trussel. Vandindvinding ved brug af overfladevand kan ændre vandstanden i søer, der anvendes som drikkevandsmagasin. Det kan få konsekvenser for bredvegetation og skov på arealer, der kun ligger lidt højere end søens daglige niveau.

Træløse vådområder

Den intensive dræning af skovlandskabet i løbet af 1800-tallet medførte en dramatisk ændring af vådområdernes udbredelse og vegetation. Ved udgrøftning og dræning blev grundvandsspejlet typisk sænket 1-2 meter i vådområderne, og derved lykkedes det at reducere vådområdearealet på morænejordene i det østlige Danmark fra 20-25% i naturtilstand til kun 3-4% af det samlede skovareal (Rune, 1997; Dalsgaard, 1985). På landsplan skønnes det naturlige vådområdeareal til at have været godt 13% af landarealet (Møller, 2000). De tørlagte tørveområder blev som regel tilplantet med gran, der hurtigt kunne tilvejebringe en tilfredsstillende vedproduktion på de førhen træløse arealer. Biodiversiteten blev herved reduceret væsentligt, og i mange tilfælde brød den vegetationsmæssige balance i vådområderne helt sammen og blev afløst af vegetationsløs nåleskovbund.

Forløbet af biodiversitetens forfald ved grundvandssænkning som følge af udgrøftning og dræning er principielt ikke anderledes end forløbet ved grundvandssænkning som følge af vandindvinding. Iltingen af de gradvis udtørrede tørvelag og den derved påbegyndte omsætning af det organiske materiale giver mulighed for vækst af både gran, birk, tørst og andre vedplanter, der afskygger bunden og tilsyneladende ved stor kronfordampning og nedbøropfang (interception) konsoliderer den grundvandssænkende effekt. Bortskygningen af den fine mosaik af moseplanter, der er etableret over en tidshorisont på mange hundrede år, tager kun ti-tyve år – i ekstreme tilfælde endda mindre (Rune, 1997).

Mineraliseringen af en tidligere mosebund, afskygningen og den kraftigt øgede førne-tilførsel til overfladen i form af nåle- og bladnedfald kan i løbet af et par årtier ændre en blød, fugtmættet, næringsfattig, tørveproducerende vegetationsmosaik af levende tørvemos (*Sphagnum* spp.), kæruld (*Eriophorum* spp.), revling (*Empetrum nigrum*), hedelyng (*Calluna vulgaris*), tranebær (*Oxycoccus palustris*) og mosebølle (*Vaccinium uliginosum*) iblandet en række urteagtige planter, til en fast, tør, ikke-tørveproducerende nåleskov-



En næringsfattig moseflade, der har ligget ubevokset af træer siden istiden, bliver her invaderet af selvsået rødgran fra siderne. Mosen mangler vand, og tørven er sunket sammen langs mosens rand, samtidig med at en mineralisering er påbegyndt. Uden aktiv naturpleje vil mosen i løbet af et par årtier udvikle sig til en tæt granskov, hvor den naturlige og meget gamle mosaik af moseplanter er helt bortskudt. Foto: F. Rune, Vandmose, Gribskov, oktober 1988.

bund delvis dækket af bladmosser. Insektfaunaen bliver i dette forløb stort set helt udryddet og erstattet af en langt fattigere insektfauna, både i diversitet og individtæthed, der antagelig ikke kan indgå i skovens samlede system af fødekæder med den samme vægt som i naturtilstanden. Derved reduceres mængden af smådyr og fugle i skovsamfundene. En sådan skovbund kan ej heller tilvejebringe den samme fødemængde for skovens herbivorer, både små-pattedyr og større vildt.

I de senere år har man i mange skovegne forsøgt at tilnærme sig en mere naturlig hydrologisk balance og i den forbindelse også at genskabe helt eller delvist udtørrede vådområder. Et projekt om udviklingen i to af de mest veldokumenterede naturgenopretningsprojekter for vådområder i skov, Lille Gribsø og Hjortesøle i Gribskov, er endnu uafsluttet, men de foreløbige resultater viser med tydelighed, at en høj grundvandstand i vådområderne er det absolut centrale forhold for naturgenopretningens succes. (Rune, in prep.)

Siden 1996 er det lykkedes at hæve grundvandstanden i den ca. 2 ha store, næringsfattige Lille Gribsø mose med godt en meter, og ved afdrift af indvandret gran og birk, der havde bortskudt mosevegetationen på størstedelen af den oprindelige mosebund, er nu en aktiv og forbavsende hurtig vegetations-gendannelsesproces på den tørveproducerende moseflade i gang. Den fugtigste, delvist vanddækkede del af den bortskudte moseflade er nu dækket af en "grød" af *Sphagnum cuspidatum*, og på de tørreste dele har mange hundrede tuer af tue-kæruld (*Eriophorum vaginatum*) etableret sig. Vigtigst af alt er, at stort set ingen vedagtige planter har kunnet

etablere sig på den delvist oversvømmede moseflade på grund af den høje grundvandstand, og gendannelsen af vegetationsmosaikken ser ud til at kunne fortsætte i de kommende årtier.

I mosen Hjortesøle, der i areal, tilgroning og næringstilstand omtrent svarer til Lille Gribso, er forsøgt naturgenopretning helt parallelt hermed, men med langt ringere resultat. Efter de meget våde år 1994-1995 blev mosen ryddet for træer, og ved omfattende renafdrifter af granbevoksninger i mosens tilstrømningsområde blev søgt en permanent hævnning af mosens grundvandsspejl. Da mosen ikke har overfladisk afløb, men kun udsivning gennem bunden, og da mosens grundvandsspejl sandsynligvis påvirkes af grundvandssænkende foranstaltninger i de nærliggende villakvarterer i Gadevang by, er det imidlertid mislykkedes at holde et konstant højt grundvandsspejl i mosen. I de tørre år 1996-1998 spirede således henved 1/2 million planter af dunbirk pr. ha. frem på den førhen afskyggede og nu vegetationsløse mosebund fra den frøpulje, den ryddede træbevoksning havde efterladt, og kun gennem en uholdbar kratrydning hvert andet år siden, er det lykkedes at skabe pletvis spredning af moseplanter. I de kommende år vil disse periodiske kratrydninger antagelig blive opgivet, og arealet vil atter springe i skov. Grundvandstanden i mosen svinger med over 2½ meter fra de tørreste somre til de vådeste vintre, og selv om udtørringen af de øverste tørvelag kun er periodisk, er det tilstrækkeligt til at hindre mosens naturlige træløshed.

Vandløb

Skovvandløb i løvskov hører til blandt skovens vigtigste biotoper for smådyr. De er langt overvejende smalle, dvs. under 1 meter brede, og de har en stor kontaktflade med skoven på grund af den lille vandspejlsbredde. Når den planlagte skovrejsning er gennemført, ventes der at være ca. 4000 km skovvandløb i Danmark. Skovvandløbene er relativt mere følsomme over for grundvandssænkninger på grund af deres ringe bredde og vandføring end det åbne lands åer. Især på tunge og lerede jorde med en langsom grundvanddannelse, kan nedsatte vandmængder få en negativ indflydelse på de vandløbsbiologiske forhold, hvor vandløbene risikerer at tørre ud om sommeren (Friberg, 1998).

Et væsentligt element i forståelsen af skovvandløbenes økosystem er smådyrenes forskellige funktion i vandløbenes energiomsætning. De kan opdeles i forskellige funktionelle grupper, efter hvordan de skaffer føde: Ituriverne lever af at tygge store plantedele (f.eks. vårfluen *Sericostoma personatum*). Samlerne lever af dødt organisk stof, alger og mikroorganismer <1 mm fra vand og sediment (f.eks. døgnfluen *Ephemera danica*). Skraberne lever af at skrabe alger og mikroorganismer fra overflader (f.eks. huesneglen *Ancylus fluviatilis*), og rovdirene lever af at spise andre smådyr (f.eks. dovenfluen *Sialis* sp.). Smådyrssamfundet er tæt koblet til og er afhængige af dels de træer, der forekommer langs vandløbene, dels en rigelig og naturlig vandtilførsel.

På grund af den gode vandkvalitet i mange skovvandløb med upåvirket grundvandstil- og afstrømning, hvor indhold af både kvælstof, fosfor og organisk stof er væsentligt lavere end i vandløb i landbrugslandet (Windolf, 1996), udgør mange skovvandløb vigtige gyde- og opvækstområder for ørreder, selv om skovvandløbene er for små til at huse en bestand af voksne ørreder. Mængden af smådyr i vandet er bestemmende for mængden af både fisk og fugle, f.eks. vandstæren, der holder til ved skovvandløbene.

Grundvandsudnyttelse

Der er mange eksempler på, at grundvandsindvinding har ændret vandføringen i skovvandløb og vandstanden i skovsøer både herhjemme og i udlandet, f.eks. Humleøre v. Ringsted og i Københavns nordlige omegn, hvor det primære grundvandsspejl visse steder er sænket >10 meter gennem de seneste hundrede år (Hovedstadsrådet, 1989).

Ved grundvandsudnyttelse, hvor der kan påregnes en sænkning af grundvandsspejlet, må man være opmærksom på risikoen for skadelige virkninger over for biodiversiteten på lavbundsarealer. Der vil i en del tilfælde være tale om irreversible ændringer, dvs. ændringer, hvor der ikke senere kan rettes op på uønskede tilstande fremprovokeret af vandstandssænkningen. Det vil derfor være fordelagtigt at sikre, at grundvandsudnyttelse især foretages i områder, hvor der ikke forekommer lavbundsarealer med særlig værdifuld vegetation og sårbare dyresamfund, herunder uregulerede, rene vandløb og naturligt træløse vådområder.

Litteratur

Dalsgaard, K. (1985).

Matrikelkortet fra 1844 anvendt til rekonstruktion af det udrænedes landskab. – Aarbøger for Nordisk Oldkyndighed og Historie 1984, 282-302.

Det Europæiske Råd (1992).

Direktiv 97/43/EØF af 21/5-1992

Friberg, N. (1998).

Skov og skovvandløb. TEMA-rapport fra DMU 21/1998, Danmarks Miljøundersøgelser, 32 pp.

Hovedstadsrådet (1989).

Regionplanredegørelse 1989/3. Det åbne lands planlægning, Hovedstadsrådet. 141 pp.

Møller, P. F. (2000).

Vandet i skoven – hvordan får vi vandet tilbage til skoven. – Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse Rapport 2000/62, 60 pp.

Rune, F. (1997).

Decline of mires in four Danish state forests during the 19th and 20th century. – Forskningsserien Nr. 21. Forskningscentret for Skov & Landskab, Hørsholm, 93 pp.

Windolf, J. (red.) (1996).

Ferske vandområder – vandløb og kilder. Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1995. Faglig rapport fra DMU nr. 177, Danmarks Miljøundersøgelser, 228 pp.

Økonomiske og juridiske perspektiver ved udnyttelse af grundvand fra skovene

Bo Jellesmark Thorsen, Skov & Landskab og Hans Maltha Hedegaard, Dansk Skovforening

Dette kapitel har til formål at skitsere en række økonomiske og juridiske problemstillinger i forbindelse med udnyttelse af grundvand under de danske skove. Potentialet for vandværkerne ved øget indvinding under skove knytter sig til fremtidige besparelser på afvægeforsanstaltninger i forbindelse med forurenede kildepladser i agerlandet. Fordi nogle skovdriftstiltag forbedrer mens andre forringer grundvandsproduktion- og kvalitet kan skovejeren tilbyde vandværker at undlade eller ændre visse tiltag i vandindvindingsområder. En række af disse driftstiltag indebærer økonomiske omkostninger for skovejeren – kapitlet illustrerer dette i et par konkrete eksempler. Det er derfor relevant at overveje en kompensation til skovejeren, hvis der indgås aftale om driftsændringer. Derudover diskuteres forskellige overvejelser omkring evt. kontraktdesign, samt en række juridiske og skattemæssige spørgsmål.

Sikring af drikkevandsforsyningen er en politisk højt prioriteret målsætning. Det væsentligste element er her kvaliteten af grundvandet, da rent vand kan blive en mangelvare fremover. Siden 1993, hvor vandværkerne påbegyndte screening for pesticider, er et stærkt stigende antal vandboringer blevet lukket i Danmark (Miljø- og Energiministeriet, 1998). Miljø- og Energiministeriet (1997) vurderede, at i løbet af ca. 10 år vil op imod hver fjerde danske vandboring overskride grænseværdier for forskellige indholdsstoffer.

Det forventes derfor, at skovene fremover i stigende grad vil være en vigtig drikkevandsproducent, og det er i den forbindelse vigtigt at understrege, at en række forskellige driftstiltag påvirker grundvandsproduktionens mængde og kvalitet.

Værdien af rent grundvand

Der findes ikke i Danmark tilfredsstillende studier af værdien af rent grundvand for samfundet som sådan. Den primære årsag til dette er sandsynligvis, at en generelt gyldig værdisætning af rent grundvand er meget dyr og måske nærmest umulig at opnå. Det skyldes dels de mange forskellige anvendelser, som vand har, dels de forskellige værdier, rent grundvand tillægges, og endelig at mange metoder til værdisætning af denne type goder er af tvivlsom kvalitet.

Rent grundvand er først og fremmest et brugsgode, og de værdier som mennesker knytter til vand er derfor brugsværdier. Det drejer sig om brugen af vand til drikkevand, hygiejne og madlavning, men også om vand som et vigtigt element i en række produktionsprocesser i samfundet. De såkaldte

optionsværdier er potentielle brugsværdier og spiller sikkert også her en rolle.

De mange forskellige anvendelser komplicerer værdisætningen af rent grundvand. Det er fx intuitivt klart at rent vand til drikkevand har en betydelig værdi – men ikke klart om naturligt, rent grundvand i denne sammenhæng er mere værd end et alternativ som rensset grundvand. Samtidig er det problematisk kun at forholde sig til drikkevandsbehovet. En meget stor del af vandforbruget går til andre formål som produktion, vask mm. Betalingsviljen for vand til disse funktioner kan være mindre. Det er derfor i værdisætningsmæssig sammenhæng væsentligt også at forholde sig til den marginale værdi af ekstra produktion af rent grundvand.

En større grad af vandindvinding i skovene kan medføre omkostninger fra to steder. For det første kan der være omkostninger relateret til ændringer i vandværkets produktionsapparat og for det andet kan der være omkostninger relateret til ændringer i skovdriften. Sidstnævnte er relevant i forhold til en yderligere sikring af grundvandsproduktion og –kvalitet under de danske skove, idet nogle driftstiltag påvirker mængde og kvalitet negativt, mens andre kan have en positiv effekt.

Økonomiske perspektiver set fra vandværkets synspunkt

Set fra vandværkets synspunkt er produktion af rent grundvand under skovene attraktivt for så vidt rent vand her kan produceres billigere og bedre end andre steder. Skov producerer mindre grundvand end agerland pr. arealenhed; et forhold der isoleret set er negativt (Bastrup-Birk m.fl., 2003). Til gengæld er forureningspresset mindre under de danske skove end i agerlandskabet, som dokumenteret i denne rapport. Dertil kommer, at skov som arealanvendelse er særdeles stabil overfor ændringer i samfundets politiske og økonomiske forhold. Ændret landbrugspolitik og ændrede økonomiske forhold har medført hurtige ændringer i fx braklægningsmønsteret i landbruget. Det betyder, at selv brakarealer, der på kort sigt kan producere mere og ligeså godt vand som skoven, på lang sigt er mindre attraktive fordi arealanvendelse let kan skifte til mere intensiv produktion.

Det er vigtigt fordi vandværkerne ved indvinding under skov mindsker risikoen for gentagne gange at skulle lave dyre tilpasninger af produktionsapparatet så som:

- flytning af kildeplads til andre rene og vandrige lokaliteter
- transport af vand fra fjernere vandværker/lokaliteter til nettet og kunderne
- investeringer i udbygning af vandforsyningsnettet i øvrigt
- rensning af vand fra forurenede områder – hvis muligt.

Der findes ikke generelle tal for omkostningerne ved de enkelte tiltag, da

de er situationsafhængige. I nogle konkrete scenarier vurderer Miljø- og Energiministeriet (1997) stigningen i de årlige driftsomkostninger forbundet med flyttede borer til at variere fra 2,5-15,0 kr/m³, dyrest for de mindste anlæg. Dertil kommer engangs-anlægsudgifter ved flytningen, der modsvarer en årlig udgift på mellem 1,7 og 10,7 kr/m³, igen dyrest for de mindre værker¹. Mertransport af vand fra fjernere uforurenede lokaliteter og vandværker og merinvesteringer i udbygning af vandforsyningsnet indebærer øgede årlige omkostninger på mellem 2,1 og 13,2 kr/m³, hvortil kommer anlægsomkostninger svarende til en årlig udgift på 1,4-9,5 kr/m³. Tilsvarende beregninger blev lavet for omkostningen ved en rensning af grundvandet, der kan gøres betydeligt billigere (tabel 1).

Tabel 1. Omkostninger for vandværker ved forskellige afværgeforanstaltninger vurderet af Miljø- og Energiministeriet (1997). Tal for Danmark udenfor hovedstadsområdet.

Årlig indvinding m ³ /år	Flytning af kildeplads		Transport fra andre værker		Udvidet rensning, NO ₃ , pesticid	
	Driftsomkost. kr/m ³ og år	Inv.omkost. kr/m ³ og år	Driftsomkost. kr/m ³ og år	Inv.omkost. kr/m ³ og år	Driftsomkost. kr/m ³ og år	Inv.omkost. kr/m ³ og år
100.000 - 1 mill.	2,51	1,71	5,18	3,70	1,7	0,34
10.000 – 100.000	3,38	2,21	2,72	1,79	3,2	0,77
< 10.000	13,7	9,80	13,2	9,45	7,5	1,96

Disse estimater er usikre og specifikke for de konkrete scenarier, men antyder dog størrelsesordener for dels de omkostninger et vandværk vil have ved at flytte en boring til skov – dels de potentielle sparede fremtidige omkostninger ved ikke (atter) at skulle flytte borer, der ligger under skov.

Økonomiske effekter ved driftstilpasninger

Selvom skov i udgangspunktet indebærer en væsentlig mindre forurenings-trussel mod grundvandet end intensivt landbrug er der dog betydende forskelle på de forskellige driftsformer med hensyn til hvor meget grundvand der produceres og hvilken kvalitet grundvandet vil have på lang sigt. Derfor kan det være relevant for vandværkerne at indgå aftaler med skovejere i indvindingsområder om modifikationer og begrænsninger i driften af skovene. I det følgende gennemgås en række eksempler på begrænsninger og forhold, hvis omkostninger bør tages i betragtning i forbindelse med indgåelse af sådanne aftaler.

Ændret træartsvalg

Grundvandsdannelsen under løvtræ er noget større end under nåletræ, formodentlig i størrelsesordenen 500-1000 m³/ha. Samtidig vil grundvandsproduktionen under løvtræ typisk være af bedre kvalitet (Bastrup-Birk m. fl., 2003, Gundersen m.fl., 2003; Raulund Rasmussen m.fl., 2003). Dermed kan det være relevant at indgå aftaler om begrænsninger i træartsvalget ved nykulturer på de berørte arealer. Som udgangspunkt kan begrænsninger i træartsvalget medføre en omkostning for skovejeren. Følgende faktorer skal overvejes i forbindelse med en opgørelse af denne omkostning:

¹ Miljø- og Energiministeriet (1997) regner med en rente på 7% p.a. og denne er også anvendt her til at danne en annuieret anlægsomkostning.

- Er nåletræ aktuelt økonomisk mere attraktiv på de konkrete arealer ved nykulturanlæg?
- Er det relevant at overveje anlæg af juletræs- eller pyntegrøntskulturer på arealer i området?
- Hvad er foryngelsesbehovet over tid – dvs. hvornår vil begrænsningerne og dermed tabene realiseres?

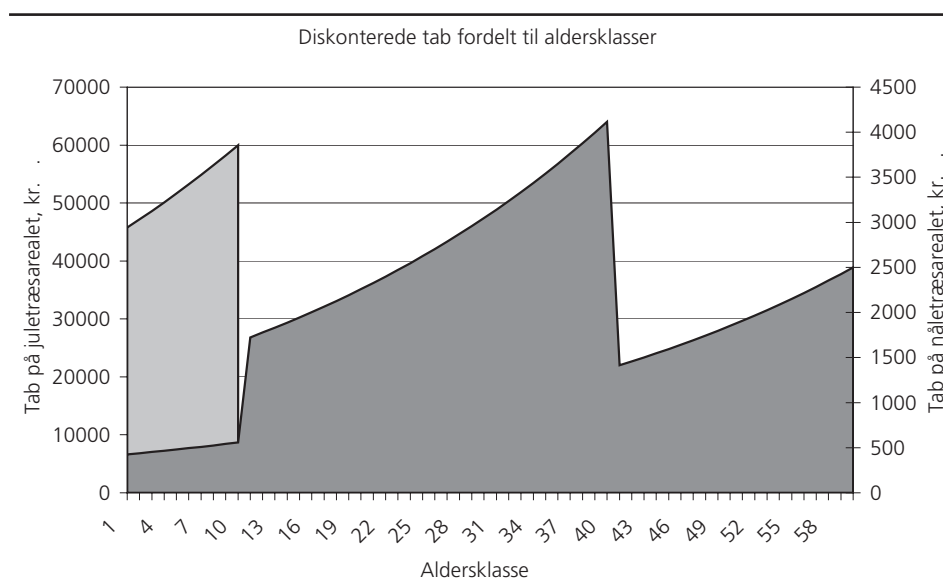
Med baggrund i en opgørelse af disse ting kan et eventuelt tab for skov-ejeren anslås. Et eksempel er beskrevet i Boks 1, dels for at eksemplificere metoden og dels anskueliggøre ikke helt urealistiske størrelsesordener.

Boks 1.

I en modelskov findes 60 ha nåletræ, 10 ha juletræer og 30 ha løvtræ. Det antages, at et krav om alene at bruge løvtræ når nål ved 60-årsalderen skal forynges medfører et kapitalværditab på 5.000 kr./ha på tidspunktet for foryngelse, mens en konvertering af juletræerne ved 10-årsalderen medfører et tab på 60.000 kr./ha. Hvor der allerede findes løvtræer er det økonomisk mest fordelagtigt.

Aldersklassefordelingen for nåletræ er 0,5 ha/år i alderen 1-10 år, 1,5 ha/år i alderen 10-40 år og 0,5 ha i alderen 40-60 år. Der findes 1 ha juletræer i hver aldersklasse fra 1-10 år.

Ved en rente på 3% for skovejeren bliver det samlede kapitalværditab på ca. 652.000 kr. eller ca. 6520 kr./ha. Skal vandværket kompensere ejeren for dette tab med en årlig sum vil denne være ca. 195 kr./ha og år. Figur 1 viser tabets fordeling til aldersklasser.



Figur 1. Kapitalværditabet i Boks 1 fordelt til modelskovens aldersklasser af juletræer og nåletræer.

Ingen renafdrifter

Flere steder i denne rapport er det beskrevet, hvordan renafdrifter uanset træart kan påvirke grundvandskvaliteten negativt. Det kan derfor være relevant at indgå aftaler om, at fremtidige foryngelser kun sker ved selvfor- yngelser eller skærmforyngelser. Selvfor- yngelser vil, hvor muligt, i reglen være økonomisk konkurrencedygtige, mens brug af skærmforyngelser kan medføre mere eller mindre beskedne tab, (Nord-Larsen & Holten-Andersen, 2001; Thorsen & Strange, 2000). Tabene vil bestå af dyrere skovnings-

og foryngelsesomkostninger samt tab på den del af den stående bevoksning, der ikke afvikles på det optimale tidspunkt. Igen skal der ved en ansættelse af tabene tages hensyn til fordelingen over tid og arealer.

I de fleste tilfælde vil tabene her være relativt beskedne, men i enkelte tilfælde kan de være betydelige, og man bør da overveje en undtagelse. Oplagte eksempler er tilstedeværelsen af større arealer med næsten afdrivningsmoden og rødmarvstruet bøgetræ eller tilsvarende større arealer af råd- og opløsningstruet gran.

Gødningsanvendelse

I det vedproducerende skovbrug er anvendelsen af gødning særdeles beskednen, og derfor vil denne begrænsning på skovdriften generelt ikke medføre et tab for skovdriften.

Eneste væsentlige undtagelse herfra er skove, der har betydelige arealer med juletræer og pyntegrønt. Et stop for anvendelsen af gødning i fx produktive nobilisbevoksninger og nordmansgran juletræer vil over få år medføre lavere produktion og synlige kvalitetsforringelser af klippegrønt. I disse tilfælde vil en begrænsning være så økonomisk betydende, at en kompensation bør aftales. Derudover betyder begrænsningen, at der ikke i fremtiden kan anlægges pyntegrønnsbevoksninger med samme udbytte som tidligere. Dette svarer til en restriktion på træartsvalget, jf. ovenfor. I konkrete tilfælde bør man overveje den fremtidige relevans af muligheden for at nyanlægge pyntegrønnsbevoksninger og sammenholde disses værdi med værdien af den bedste alternative anvendelse.

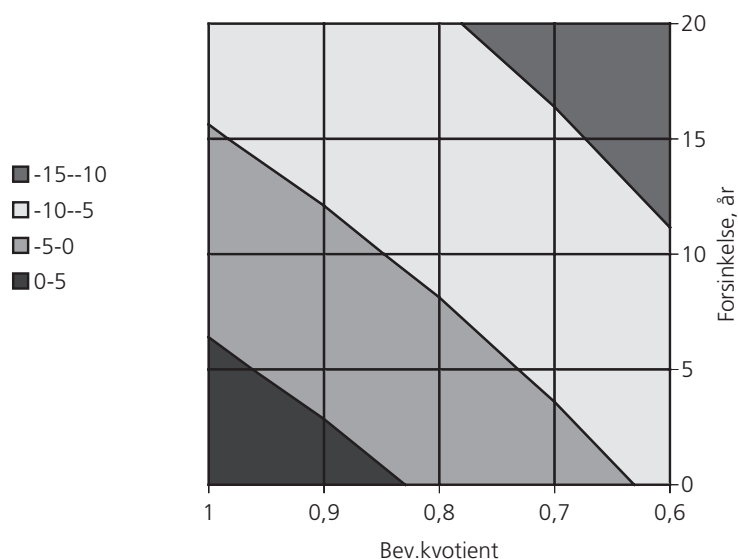
Pesticidanvendelse og jordbearbejdning

Anvendelsen af såvel pesticider som jordbearbejdning i forbindelse med kulturstart medfører en række forskellige potentielle problemer som kan true grundvandets kvalitet i perioder (Pedersen m.fl., 2003). Det kan derfor være ønskeligt at ophøre med pesticidanvendelse og/eller jordbearbejdning i vandindvindingsområder.

Lægger man til grund, at hverken pesticider eller jordbearbejdning anvendes af skovejere uden grund, vil et ophør med anvendelsen indebære et økonomisk tab for skovejeren. Tabet vil typisk opstå som en kombination af en reduceret bevoksningskvotient og en længere kulturstart, og dermed en udskydelse af fremtidige indtægter. Thorsen & Strange (2001) opgør konsekvenserne af disse to effekter over et spektrum af scenarier for bevoksninger af rødgran og bøg af god bonitet, og finder betydelige omkostninger, hvis såvel bevoksningskvotient som kulturfase påvirkes væsentligt. Tilsvarende beregninger er udført her for rødgran og bøg ved en rente på 3% og ses i figur 2 og 3.

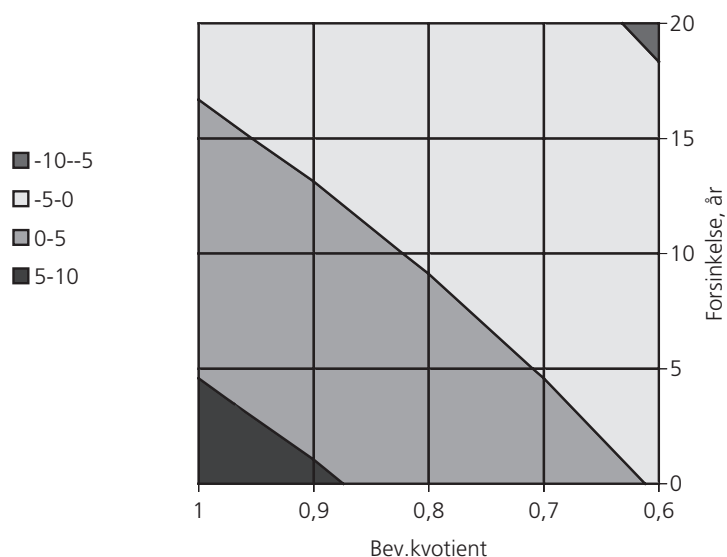
Igen skal det understreges, at ved beregninger af konsekvenser for en ejendom i konkrete tilfælde skal der tages hensyn til tabets fordeling i tid. Det gælder her som ovenfor, at tab i en fjern fremtid vægter betydeligt mindre driftsøkonomisk, end tab der realiseres indenfor en nær fremtid på grund af kapitalens alternative afkastrate på 3%, som anvendes til diskonteringen i eksemplet.

Kapitalværditab i 1.000 kr./ha rødgran



Figur 2. Mulige kapitalværditab ved ophør med brug af pesticider ved anlæg af stabile rødgranbevoksninger, Bonitet 1. (Møller, 1933).

Kapitalværditab i 1.000 kr./ha bøg



Figur 3. Mulige kapitalværditab ved ophør med brug af pesticider ved anlæg af stabile bølgebevoksninger, Bonitet 1. (Møller, 1933).

Et stop for brug af pesticider og jordbearbejdning kan være relativt omkostningsfuldt visse steder i landet for det vedproducerende skovbrug (figur 2). Endnu dyrere kan det være for ejendomme, der har en udstrakt produktion af juletræer og pyntegrønt, hvor et ophør med brug af pesticider på specielt juletræsarealerne kan medføre frostskafer, kvalitetsforringelser og øgede omkostninger til høst og pleje i øvrigt.

Reduceret tilgængelig vand

Udnyttelsen af grundvand under skovene kan i perioder af vækstsæsonen reducere den mængde vand træerne har til rådighed i jorden. Det kan nogle steder medføre en risiko for tab af tilvækst og problemer med visse træarters sundhed og foryngelsesevne. Disse forhold bør overvejes i forbin-

delse med indvinding af vand under skove. Som udgangspunkt bør man undgå udnyttelsen af grundvandet på hydrologisk følsomme lokaliteter.

Juridiske aspekter

Grundlovens § 73 fastslår, at *„ejendomsretten er ukrænkelig og at ingen kan tilpligtes at afstå sin ejendom, uden at almenvellet kræver det, og da kan det kun ske ifølge lov og mod fuldstændig erstatning“*. Alligevel har samfundet en ganske vidtgående ret til at gennemføre erstatningsfrie reguleringer i arealanvendelsen. Traditionelt har der været fire forhold, der har haft betydning for vurderingen af, om et indgreb kan gennemføres erstatningsfrit. Disse fire elementer er:

- om indgrebet indebærer en overførsel af ejendomsretten helt eller delvist
- hvem indgrebet rammer (rammer det generelt eller meget specifikt og konkret)
- med hvilken begrundelse indgrebet sker og
- hvilken virkning eller intensitet indgrebet har over for den enkelte ejer.

Som eksempler på erstatningsfrie reguleringer kan nævnes naturbeskyttelseslovens beskyttelse af naturtyperne heder, moser, søer, vandløb, ferske enge og overdrey, stendiger o.l. samt skovlovens tilsvarende beskyttelsesbestemmelser.

Men der er en gråzone mellem på den ene side grundlovens klare sikring af ejendomsretten og de erstatninger, der skal udbetales i forbindelse med konkrete indgreb og samfundets mulighed for at indføre generelle erstatningsfrie reguleringer. Og det er ofte i denne gråzone, man i praksis befinder sig, når man taler om sikringen af grundvandskvalitet og -mængde. Efter planloven skal amterne i regionplanen bl.a. udpege områder med særlige drikkevandsinteresser, følsomme indvindingsområder, indsatsområder samt foretage en prioritering af indsatsområderne samt udarbejde retningslinier og tidsplan for myndighedernes indsats til opnåelse af denne beskyttelse.

Amterne kan ifølge vandforsyningsloven indgå frivillige aftaler med ejere om restriktioner i arealanvendelsen eller om salg af ejendommen til amtet samt i medfør af miljøbeskyttelsesloven - hvis der ikke kan opnås en aftale herom på rimelige vilkår - mod fuld erstatning pålægge ejeren af en ejendom i området de rådighedsindskrænkninger, som er nødvendige for at sikre nuværende og fremtidige drikkevandsinteresser mod forurening.

Ifølge naturbeskyttelseslovens forarbejder vil beslutninger om restriktioner kun i visse tilfælde have karakter af ekspropriation i grundlovens forstand og således kun i visse tilfælde medføre erstatning. Det er imidlertid i overensstemmelse med Drikkevandsudvalgets anbefalinger besluttet ud fra en rimelighedsbetragtning, at indgrebene altid skal udløse erstatning. Dette mindsker også presset på det retssystem, der ellers ville blive belastet af ganske mange prøvesager for rækkevidden af Grundlovens § 73.

Ovennævnte betyder således, at en ejers dispositioner til sikring af grundvandet på konkret udpegede ejendomme ikke erstatningsfrit kan reguleres af samfundet. Men udnyttelsen af grundvandet er ikke en del af ejendomsretten. Ejeren kan således ikke kræve betaling pr. m³ vand, der indvindes fra området.

Overvejelser om kontraktformer og udformning

Der findes allerede eksempler på, at vandværker indgår aftaler med skovejere om modifikationer og begrænsninger i driften mod en økonomisk kompensation.

Sådanne aftaler kan opbygges på mange måder, men der findes ingen samlet analyse af, hvilke økonomiske og dynamiske problemstillinger indgåelse af kontrakter bør tage højde for. I det følgende omtales kort nogle enkelte af de specielle forhold, der findes ved aftaler om begrænsninger i skovdriften af hensyn til vandindvindingen.

Betalingsforløbet

Som beskrevet ovenfor vil eventuelle tab ved en lang række begrænsninger realiseres på meget forskellige tidspunkter. Nogle vil realiseres hurtigt, andre først om mange år. Spørgsmålet er, hvorvidt eller hvordan parterne ønsker at lade dette afspejles i kontrakternes udformning.

Der eksisterer altid den mulighed at anslå tabene og omregne dem til fx en årlig ydelse. Denne løsning kan være utilfredsstillende for skovejeren af likviditetsmæssige eller risici-mæssige grunde, hvis aftalen medfører større tab indenfor en kort tidshorizont. Ejeren vil da skulle vente for længe på kompensationen med deraf følgende ringere likviditet og kreditværdighed – samtidig er der jo altid en risiko for at aftaler over lange tidsrum ikke honoreres fuldt eller af andre årsager opgives på et tidspunkt i fremtiden. Samtidig kan vandværket finde løsningen utilfredsstillende, hvis de tab, der indregnes, primært ligger langt ude i fremtiden. Årsagen er, at dette øger usikkerheden om tabenes reelle størrelse og samtidig kan der være usikkerhed om, hvorvidt aftaleforholdet består i passende lang tid, eller om vandværket får reduceret behovene for vandindvindingsområdet inden de reelle gevinster realiseres.

En måde at imødegå nogle af disse modstridende interesser på kan være at kombinere 'her og nu'-kompensationer med årlige ydelser, mens andre problemer måske kan løses ved at overveje kontrakternes dynamiske struktur.

Dynamiske kontrakter

Netop fordi såvel skovdrift som etablering og udnyttelse af vandindvindingsområder er aktiviteter, der foregår over meget lange tidsrum, kan der være en pointe i at overveje at indbygge dynamiske elementer i aftalerne. Der er nemlig stor sandsynlighed for, at en række biologiske og samfundsmæssige forhold ændrer sig så meget over tid, at den ene eller den anden part ønsker at træde ud af evt. langvarige aftaler. Eksempelvis kan et stør-

re stormfald medføre, at skovejeren ønsker at forlade i hvert fald dele af kontrakten for at kunne sikre en fornuftig nykultivering af arealerne.

Vandværket kan tilsvarende tænkes at finde behov for en genforhandling, fordi kvaliteten af grundvandet kan være truet af stormfaldet. Ændrede efterspørgselsforhold for såvel råtræ som vand kan også medføre, at den ene eller begge parter finder det mere attraktivt at forlade aftalen end opretholde den.

Det er muligt at indbygge dynamiske elementer i aftaler, der beskriver, hvordan og hvornår parterne kan genforhandle eller ensidigt opsige en aftale. Fordelen ved sådanne elementer vil være en bedre udnyttelse af de samlede naturressourcers værdier over tid. Derudover vil elementerne sandsynligvis have den generelle effekt, at klausuler, der kan udnyttes af skovejeren generelt sænker hans kompensationskrav, mens klausuler, der kan udnyttes af vandværket generelt øger kompensationskravet. Hvis ejeren vil ud af aftalen, men vandværket ikke vil, kan foranstaltningerne opretholdes som påbud med hjemmel i miljøbeskyttelsesloven - altså et „skævt aftaleforhold“. Denne analyse er på ingen måde tilbundsående, men udpeger alene nogle centrale overvejelser.

Gensidig tillid og gensidig kontrol

I enhver aftalesituation kan der opstå problemer med gennemskuelighe- den. Opfylder den ene eller den anden part aftalen i overensstemmelse med intentionen? I dette tilfælde kan det være svært for vandværket at verificere om skovdriften reelt modificeres, ligesom skovejeren kan have svært ved at afgøre om vandværket holder sig indenfor evt. aftalte grænser for vandindvindingen. Mængden af vand, der indvindes, kan være en del af aftalen, men nok så relevant for skovejeren vil være evt. konsekvenser af udnyttel- sen, som f.eks. sænkning af jordoverfladen eller tilvæksttab.

Ikke-opfyldelse af dele af kontrakterne kan være afgørende for kontrak- ternes værdi for den ene eller den anden part samt det langsigtede samar- bejde. Det er derfor generelt en god ide, at aftale hvordan den gensidige tillid fastholdes – typisk gennem gensidig kontrol af aftalte former for do- kumentation.

Skattemæssige forhold

Den skattemæssige behandling af erstatning for restriktioner af drift på et areal kan variere en del alt efter den konkrete aftale. De skattemæssige for- hold kan derfor være afgørende for valg af aftaleform, og dermed også for måden som driftsrestriktioner implementeres på.

Grundreglen i dansk skatteret er, at betaling eller erstatning for et formue- tab som udgangspunkt er skattefri. Modsætningsvis er erstatning for om- sætningsaktiver samt indkomstskattepligtige tilskud. Tilskuddene ydes ofte til dækning af udgifter, hvortil der er knyttet en fradragsret.

Betaling for gennemførelsen af en særlig skovdrift kan gennemføres på flere måder:

- Løbende betaling for de merudgifter, der er forbundet med den særlige drift af arealerne, samt kompensation for ejerens eventuelle indtjenings- tab i øvrigt.
- Honorering af den særlige drift én gang for alle i form af en erstatning, der er udtryk for værdinedgangen på ejendommen. En værdinedgang, der er en afspejling af de øgede fremtidige udgifter og eventuelt mindskede indtægter fra arealerne.

Løbende betaling af den første type er omfattet af almindelig indkomst- skattepligt. Til forskel herfra er den anden type, der er en erstatning for et formuetab som udgangspunkt skattefri, hvis den gennemføres eller kan gennemføres med tvang, dvs. gennem ekspropriation.

Der vil således også være tale om skattefrihed hvis der indgås en særlig af- tale, men hér skal ejeren sikre sig, at aftalepartneren har en ekspropria- tionsret. Kun på denne måde kan man være helt sikker på skattefrihed for erstatningsbeløbet. Hvis der således er tale om en aftalepart, der ikke har ret til at gennemføre ekspropriationer, er der nemlig som udgangspunkt tale om almindelig indkomstskattepligt af erstatningsbeløbet – også selv- om der er tale om en erstatning for et formuetab.

Private vandværker kan ikke gennemføre ekspropriationer, men det kan kommunen. Det indebærer, at når vandværkerne og lodsejerne er blevet enige om vilkårene for en aftale, bør vandværket bede kommunen om at indgå aftalen med ejeren. Da kommunen er ekspropriationsberettiget vil en erstatning for et formuetab, der er en følge af en frivilligt indgået aftale, dvs. også uden gennemførelsen af en ekspropriation blive skattefri.

Her skal det dog bemærkes, at Højesteret har udtalt, at det efter formålet med bestemmelsen om skattefrihed i ejendomsavancebeskatningsloven ikke kan udelukkes, at der er skattefrihed, selvom aftalen indgås med en part, der ikke selv er ekspropriationsberettiget, men at et vilkår herfor er, at forholdet ville blive gjort til genstand for ekspropriation, såfremt den frivillige aftale ikke var blevet indgået. Dette indebærer, at der skal løftes bevisbyrde for sidstnævnte forhold

I andre situationer – nemlig hvor der er tale om evigtvarende, tinglyste af- taler med en part, som ikke hverken kan gennemføre fredninger eller eks- propriationer - vil erstatning for formuetab som noget relativt nyt alene blive beskattet efter reglerne i ejendomsavancebeskatningsloven. Som ek- sempel herpå kan nævnes aftaler med Skov- og Naturstyrelsen om udlæg af urørt skov.

Litteratur

Bastrup-Birk, A., Gundersen, P. & Hansen, K. (2003)

Nedsivning til grundvand under skove. I: Grundvand fra skove - muligheder og problemer. Raulund-Rasmussen, K & Hansen, K. (red.) Skovbrugsserien nr. 34. *Skov & Landskab*, Hørsholm, 2003, 13-30.

Gundersen, P., Schmidt, I.K., Hansen, K., Pedersen, L.B. & Vesterdal, L. (2003)

Nitrat i vand under skove. I: Grundvand fra skove - muligheder og problemer. Raulund-Rasmussen, K & Hansen, K. Skovbrugsserien nr. 34. *Skov & Landskab*, Hørsholm, 2003, 31-60.

Raulund-Rasmussen, K., Andersen, M.K. & Bruun Hansen, H.C. (2003)

Forsuring og mobilisering af metaller, med vægt på skovrejsning og cadmiumudvaskning. I: Grundvand fra skove - muligheder og problemer. Raulund-Rasmussen, K & Hansen, K. Skovbrugsserien nr. 34. *Skov & Landskab*, Hørsholm, 2003, 61-68.

Miljø- og Energiministeriet (1997).

Udviklingen i den danske vandforsyningsstruktur. Arbejds-rapport nr. 62. Miljøstyrelsen, Miljø- og Energiministeriet, København, 227 pp.

Miljø- og Energiministeriet (1998).

Status for lukkede boringer ved almene vandværker. Projekt nr. 380. Miljøstyrelsen, Miljø- og Energiministeriet, København, 44 pp.

Møller, C. M. (1933).

Bonitetsvise tilvækstoversiger for Bøg, Eg og Rødgran i Danmark (Tabellarisk) [Growth tables for Beech, Oak and Norway spruce in Denmark]. In: Statens forstlige Forsøgsvæsen (ed.) 1990. Skovbrugstabeller. Kandrups, Copenhagen.

Nord-Larsen T. & Holten-Andersen, P. (2001).

Economic analysis of converting monocultures of Norway spruce by shelterwood harvesting. Working paper, 22 pp.

Pedersen, L.B., Riis-Nielsen, T. & Scott-Bentsen, N. (2003)

Anvendelse af pesticider i skovbruget og potentiel nedsivning til grundvandet. I: Grundvand fra skove - muligheder og problemer. Raulund-Rasmussen, K & Hansen, K. Skovbrugsserien nr. 34. *Skov & Landskab*, Hørsholm, 2003, 69-76.

Thorsen, B. J. & Strange, N. (2000).

Økonomisk vurdering af en konvertering til naturnær skovdrift, Rapport til Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen, 88 pp.