

Kortlægning af tålegrænser for svovl og kvælstof

Faglig rapport fra DMU, nr. 159

Jesper Bak

Afdeling for Terrestrisk Økologi

Datablad

Titel:	Kortlægning af tålegrænser for svovl og kvælstof	
Forfatter:	Jesper Bak	
Afdeling:	Afdeling for Terrestrisk Økologi	
Serietitel, nr.:	Faglig rapport fra DMU nr. 159	
Udgiver:	Miljø- og Energiministeriet Danmarks Miljøundersøgelser©	
Udgivelsesår:	April 1996	
Referee:	Niels Christensen, DMU, Afd. for Systemanalyse	
Korrektur:	Knud Tybirk og Bodil Thestrup	
Tegninger:	Kathe Møgelvang	
Layout:	Kathe Møgelvang	
ETB:	Heidi Ørregaard Larsen og Bodil Thestrup	
Bedes citeret:	Bak, J. (1996): Kortlægning af tålegrænser for svovl og kvælstof. Danmarks Miljøundersøgelser. 110 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 159.	
	Gengivelse kun tilladt med tydelig kildeangivelse.	
Emneord:	Tålegrænser, svovl, kvælstof, forsuring, eutrofiering.	
ISBN:	87-7772-256-6	
ISSN:	0905-815X	
Papirkvalitet:	Cyclus Print	
Tryk:	Silkeborg Bogtryk	
Oplag:	100	
Sideantal:	110	
Pris:	Kr. 150,00 (incl. moms, excl. forsendelse)	
Købes hos:	Danmarks Miljøundersøgelser Afd. for Terrestrisk Økologi Postboks 314 8600 Silkeborg Tlf.: 89 20 14 00 Fax: 89 20 14 14	Miljøbutikken Information & Bøger Læderstræde 1 1201 København K Tlf.: 33 92 76 92 (information) Tlf.: 33 93 92 92 (bøger)

Indhold

Forord 5

Resumé 7

Summary 13

Indledning 19

1 Status for UN-ECE-samarbejdet 23

2 Videnskabelig baggrund 29

2.1 Forsuring 29

2.2 Effekter af forsuring 34

2.3 N-eutrofiering 37

3 Kortlægningsprincipper 39

3.1 Krav til kortlægningen 39

3.2 Arbejdsgang ved beregning af tålegrænser 40

3.3 Fastlæggelse af kemisk kriterium 41

3.4 Beregningsmetoder 44

3.5 Tålegrænsen for N-eutrofiering 49

3.6 Den kombinerede tålegrænse for eutrofiering og forsuring 52

3.7 Fremstilling af kort 53

3.8 Anvendelse af modeller 54

4 Datagrundlag 59

4.1 Mineralogi og forvittringsrater 61

4.2 Økosystemkortlægning 65

4.3 Depositionsberegninger 75

5 Tålegrænser 81

6 Diskussion og konklusion 91

7 Referencer 95

Bilag

A1 Metodesammenligning 99

Danmarks Miljøundersøgelser 109

Forord

Følgende institutioner og enkeltpersoner takkes for samarbejde om tilvejebringelse af datagrundlaget for kortlægningen eller diskussion af resultaterne heraf:

Cand. Scient Bent Andersen, Skov- og Naturstyrelsen
Statens Planteavlsforsøg, Afdeling for Arealdata og Kortlægning
Statens Planteavlsforsøg, Afdeling for Jordbrugsmeteorologi
DMU, Afdeling for Forureningskilder og Luftforurening
Lektor Per Nørnberg, Geologisk Institut, Århus Universitet

En speciel tak rettes til Miljøstyrelsen, som har bidraget med økonomisk støtte til kortlægningen, samt til diskussion af resultaterne.

Samtlige resultater i denne rapport er indrapporteret til FN's Økonomiske Kommission for Europa (UN-ECE)s Koordinationscenter for Effekter i Bilthoven, Holland, som forestår den europæiske kortlægning af tålegrænserne i henhold til Geneve Konventionen om Langtrækkende Grænseoverskridende Luftforurening. De beregnede data er endvidere indgået i en nordisk koordinering af tålegræseberegninger i regi af Nordisk Ministerråd.

Resumé

UN-ECE-samarbejdet

Arbejdet ved beregning og kortlægning af tålegrænser har som et primært mål at understøtte arbejdet under "Geneve Konventionen om Langtrækkende, Grænseoverskridende Luftforurening" (LRTAP). Konventionen er indgået under UN-ECE, FN's Økonomiske Kommission for Europa og ratificeret af de fleste lande i Europa samt af USA og Canada. Konventionen omfatter protokoller for begrænsning af emissionerne af svovl, kvælstof og VOC'er samt en protokol for EMEP-samarbejdet om overvågning og modellering af transporten af luftforurening.

Danmarks Miljøundersøgelser, afdelingen for Terrestrisk Økologi, er nationalt knudepunkt i Danmark og har forestået den kortlægning af tålegrænser for S og N, der præsenteres i denne rapport. Grundlaget for denne kortlægning er "Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads and Geographical Areas where they are exceeded" (UBA, 1993), der indeholder de officielle retningslinier for kortlægninger, som er godkendt af UN-ECE.

Hvor den politisk-administrative del af arbejdet under LRTAP-konventionen i de sidste år har været rettet mod udarbejdelsen af den nye svovlprotokol, der blev underskrevet i Oslo i juni 1994, har den administrative-videnskabelige del af arbejdet været rettet mod forberedelse af en ny kvælstofprotokol. Grundlaget for arbejdet med kvælstof blev lagt på en workshop i Lökeberg i Sverige, april 1992. Retningslinierne for metoderne til kortlægning af tålegrænser for kvælstof er senest revideret på UN-ECE's Arbejdsgruppe for Kortlægnings møde i Helsingfors, marts 1995. Kortgrundlaget til forhandlingerne om en ny kvælstofprotokol vil blive udarbejdet på baggrund af disse retningslinier.

Definition

Definitionen af tålegrænser er "en kvantitativ fastsættelse af ud-sættelsen for et eller flere forurenende stoffer, hvorunder væsentlige, skadelige effekter på udvalgte, følsomme elementer af miljøet ikke vil opstå, vurderet med den nuværende viden".

Depositioner af svovl og kvælstof virker forsurende på jordbunden, hvilket i sig selv kan påvirke økosystemerne, da en del vegetationstyper ikke naturligt er tilpasset til sure forhold. Forsuring af jordbunden kan endvidere føre til en mindske tilgængelighed af vigtige næringsstoffer og en øget koncentration af giftige stoffer i jordvæsken.

Ændringer i jordbundskemien kan både påvirke vegetationen på jorden og have effekter i grundvandet eller i søer og vandløb. En forøget deposition af kvælstof kan endvidere virke eutrofierende, dvs. fremme væksten af kvælstofkrævende arter og dermed ændre vegetationssammensætningen eller, hvis kvælstofoverskuddet udvaskes, virke eutrofierende i søer, vandløb, de indre farvande

eller skade grundvandet. Det er følgelig nødvendigt at foretage en udvælgelse af, hvilke økosystemer og effekter, der skal indgå i tålegrænseregningen. Valget af kortlagte økosystemer og effekter er generelt det nationale knudepunkts ansvar, medens de anvendte metoder skal være godkendt af Arbejdsgruppen for Kortlægning under UN-ECE.

Valg af økosystemer

Det er generelt kun rimeligt at inddrage økosystemer i kortlægningen, hvor luftforureningen udgør en væsentlig, menneskeskabt påvirkning af systemet. I landbrugsområder udgør den landbrugsmæssige drift langt den største påvirkning af jordbundens syrebalance. Niveauet af kvælstofgødskning gør det meningsløst at betragte luftdeponeret kvælstof som en kilde til eutrofiering, da den tilførte mængde ligger langt under de anvendte gødningsmængder.

Fordelingen af naturområdet i Danmark er så spredt og den gennemsnitlige størrelse af naturområder så lille, at der i stort set alle sø- og vandløbsoplande og i de grundvandsdannende oplande vil findes landbrugsarealer af en størrelse, så hovedparten af belastningen vil komme fra landbrugsarealerne. De danske søer er desuden typisk mindre følsomme for forsurende end de omliggende jorder. Det er følgelig valgt at begrænse beregningerne til terrestriske økosystemer. Der findes dog et mindre antal følsomme søer og vandløb, der senere vil blive inddraget i kortlægningen.

De forsurende økosystemer omfatter skove og permanente græsarealer, der ikke er i intensiv landbrugsmæssig drift. Økosystemer, som er truet af N-eutrofiering, omfatter skove og næringsfattige naturtyper som heder og (høj-) moser. De danske skove har en blandet anvendelse, hvor der må tages hensyn til både rekreative interesser og til skovproduktionen. Det er følgelig nødvendigt at beskytte såvel træproduktionen som artsrigdommen af underskovsvegetationen.

Iagttagne effekter

Der findes i Danmark i modsætning til i f.eks. Norge og Sverige eller Centraleuropa ikke solide beviser for, at overskridelser af tålegrænsen har ført til skader på de udsatte naturtyper. Det er dog blevet foreslået i forbindelse med den årlige overvågning af skovenes sundhedstilstand, at luftforureningsbetinget næringsstofubalance kan have været en prædisponerende faktor for de iagttagne skovskader. På højmoser, der må antages at være de følsomste terrestriske økosystemer, er der fundet en sammenhæng mellem den lokale husdyrtæthed og vegetationsændringer (Åby, 1994).

Forsuring som følge af svovldeposition

Svovl deponeres oftest som svovlsyre (H_2SO_4), der i jordvæsken spaltes til en sulfat- og to brintioner. Sulfationen passerer temmelig uhindret gennem jorden og udvaskes. Da svovlsyren er en stærkere syre end den kulsyre, der naturligt dannes ved nedbrydning af humusstoffer i jorden, overtager svovlsyren kulsyrens plads ved forvitring af silikater i jorden. De ved forvitringen dannede basekationer (Mg^{2+} , K^+ , Ca^{2+}) udvaskes og balanceres her af sulfationen, medens brintionerne fra svovlsyren i første omgang erstatter basekationer i jordens basekationpulje. Ved kraftig eller

længerevarende påvirkning med forsurende stoffer erstattes næsten hele puljen af basekationer med brintioner, hvorved der sker en udvaskning af brintioner, og jordvæsken forsures. Afstrømningsvandet forsures således først, når forsuring af jorden har medført en lavere basemætning.

Forsuring som følge af kvælstofdeposition

Kvælstof deponeres dels som salpetersyre (HNO_3) dels som ammoniak (NH_3) og ammonium (NH_4^+). Ammoniak omdannes i jorden til ammoniumioner (NH_4^+) ved optag af en brintion. Denne brintion afgives igen, hvis ammoniumionen optages af vegetationen. Alternativt kan ammonium omdannes til nitrat, hvorved der frigøres to brintioner, hvoraf den ene neutraliseres af en hydroxylion, hvis nitrationen optages af vegetationen. Hvis depositionen af ammonium (som ammoniak) og depositionen af nitrat (som salpetersyre) er lige store, og al deponeret kvælstof optages af vegetationen, virker kvælstofdepositionen ikke forsurende. Depositionen af kvælstof virker forsurende, hvis der deponeres mere ammonium end nitrat, hvis den forøgede tilførsel medfører udvaskning af nitrat, eller hvis den forøgede tilførsel medfører forøget produktion og dermed et forøget optag og fjernelse af basekationer fra området. Dette vil normalt være tilfældet, og hele kvælstofdepositionen virker derfor potentielt forsurende.

Syrebalancen

Andre kationer som Mg^{2+} , K^+ og Ca^{2+} kan udbyttes med brintioner i jordens basekationpulje og dermed bidrage med syreneutraliserende kapacitet (ANC). I naturlige økosystemer vil der være en balance mellem deposition, vegetation og jordbund, der naturligt gør jorden mere eller mindre sur. Menneskeskabte påvirkninger som deposition af svovl og kvælstof, fjernelse af ved fra skovene eller udvaskning af basekationer ved rydning af større områder kan påvirke syrebalancen i jorden, så den naturlige vegetation forandres eller skovproduktionen på lang sigt skades. Tolerancen over for disse påvirkninger afhænger af kilderne til syreneutraliserende kapacitet, der primært er forvitring af mineraler i jorden og luftdepositioner af basekationer.

BC/Al-forholdet

Effekten af jordbundsforsuring kan beskrives ved et kemisk kriterium, der relaterer jordvæskens kemiske sammensætning til vegetationens sundhedstilstand. Det mest anvendte kriterium er forholdet mellem basekationer og aluminium i jordvæsken (BC/Al). En forsuring af jordbunden vil påvirke vegetationen på mange direkte og indirekte måder. Rationalet bag BC/Al-kriteriet er, at uorganisk aluminium virker toksisk på planterødder og en udskiftning af basekationer med aluminium vil mindske tilgængeligheden af basekationerne for planterne med mulig mangel på næringsstoffer til følge. De svenske forskere Sverdrup og Warfvinge har på baggrund af eksisterende undersøgelser fastsat et BC/Al-kriterium for en række naturtyper (Sverdrup og Warfvinge, 1993). Et kriterium på 1 er dog stadig langt mest brugt i den europæiske kortlægning og er derfor også brugt i den danske kortlægning.

N-eutrofiering

Ud over den forsurende effekt virker kvælstof eutrofierende i en række økosystemer. Tålegrænsen for N-eutrofiering kan også beregnes ud fra en steady-state massebalancemodel, idet der kan

fastsættes en grænse for den acceptable udvaskning af N. Denne grænse kan fastsættes ud fra en kritisk koncentration af N i jordvæsken eller afstrømningsvandet, idet forhøjede koncentrationer i jordvæsken kan føre til vegetationsændringer, medens forhøjede koncentrationer i afstrømningsvandet kan true grundvandet eller eutrofiere søer og vandløb og i sidste ende havet. Grænsen for N-udvaskning kan endvidere fastsættes ud fra et krav om stabilitet af økosystemet, idet der ved udvaskning af nitrater også tabes basekationer, hvorved der kan opstå næringsstof-ubalance i jorden på længere sigt. Dette er det mest relevante kriterium i Danmark, hvor belastningen af søer, vandløb og havet normalt vil være domineret af bidraget fra landbrugsjorden.

Tabene af kvælstof fra jorden sker ved udvaskning, optag i vegetationen, der fjernes ved høst, immobilisering i jordens humuspulje og ved denitrifikation. De fjernede mængder ved høst og denitrifikation kan kvantificeres rimeligt sikkert, medens den på lang sigt mulige immobilisering i jordens humuspulje i dag kun kan fastlægges ved et skøn.

Empirisk fastsatte grænseværdier

Kvælstofs påvirkning af forskellige økosystemer er kompleks og det er indtil videre nødvendigt at kombinere beregningsmodellerne med grænseværdier fastsat på baggrund af forsøg eller observerede vegetationsændringer over en gradient i deposition. For følsomme naturtyper som heder og moser er empirisk fastsatte grænseværdier i dag den eneste metode til fastsættelse af tålegrænser. Tålegrænsen for heder er i Danmark fastsat til 10 kg N/ha/år og for (høj-) moser til 5 kg N/ha/år. Disse værdier er fastsat på baggrund af anbefalinger fra UN/ECE workshopen i Lökeberg (*Grennfelt & Thörnelöf, 1992*) og høringssvar fra danske eksperter.

Der er i kortlægningen ikke skelnet mellem forskellige typer af heder og moser, selvom især moserne kan have meget forskellige tålegrænser. Der er i stedet valgt den grænse, der vil beskytte det mest følsomme system.

Datagrundlag

Datagrundlaget for tålegræseberegning omfatter grunddata, der har været tilgængelige i form af digitaliserede kort eller som har kunnet ekstrapoleres til digitale kort fra f.eks. punktdata. Det nødvendige datagrundlag for de anvendte massebalanceberegninger omfatter data for jordbund, økosystemdækning, deposition, vandbalance og vækstoptag af næringsstoffer. Datagrundlaget for jordbundens tekstur og mineralindhold er genereret fra punktdata fra 68 lokaliteter i landet, hvor mineralogiske data har været tilgængelige enten fra forskningsprojekter eller fra en undersøgelse af jordens mineralogi udført i forbindelse med etableringen af naturgasnettet. Disse punktoplysninger er ekstrapoleret til et landsdækkende kort. Der er anvendt invers afstandsvægtet interpolation inden for 11 klasser af jordbund. Disse er fastsat ud fra kort over jordbundstekstur og landskabselementer, som er udarbejdet på baggrund af den danske jordklassificering fra 1976. Data for økosystemdækning, vækstoptag m.m. er genereret på baggrund af en digitalisering af Kort- og Matrikelstyrelsens 4-cm kort med en opløsning på 1 x 1 km. Dette kort er suppleret med

kort over skovegne og tilhørende oplysninger om træartsfordeling, bevoksningsalder og produktionsklasse fra "Skovregistreringen" fra 1984, afgrødefordeling opgjort på kommunebasis af Danmarks Statistik og diverse oplysninger om indhold af næringsstoffer i ved, blade etc. fra diverse forskningsprojekter. Endelig er nettonedbøren beregnet med en meget simpel vandbalancemodel.

Beregninger

Der er beregnet tålegrænser for eutrofiering og forsurening for bøg, eg, gran og fyr ved anvendelse af Multimaschine-modeller, der er en videreudvikling af den såkaldte PROFILE-model. Tålegrænsen er beregnet for alle 1 x 1 km kvadrater, hvor økosystemet har en tilstrækkelig dækning til, at det vil kunne repræsenteres på et 5-percentilkort med en opløsning på 5 x 5 km. 5-percentilkortet viser den tålegrænse, der sikrer beskyttelse af 95 procent af de kortlagte økosystemer. Der er desuden foretaget 1000 modelberegninger af tålegrænsen for forsurening af ekstensivt drevne, permanente græsarealer som overdrev og lignende. Disse beregninger er brugt til at bestemme gennemsnitlige forvittringsrater for forskellige klasser jordbund, hvorefter tålegrænsen for forsurening af græsarealer er beregnet med den simple massebalancemetode. Endelig er overskridelsen af den fastsatte tålegrænse for eutrofiering af heder og moser beregnet.

De beregnede tålegrænser og overskridelser af tålegrænser er præsenteret i Tabel 1. Det skal bemærkes, at tålegrænserne varierer fra sted til sted. Tålegrænsen og overskridelsen er angivet som intervallet mellem 5- og 95-percentilerne. 5-percentilen er den værdi, hvor 95% af arealet har højere tålegrænse eller overskridelse. Tilsvarende er 95-percentilen den værdi, hvor 5% af arealet har højere tålegrænse eller overskridelse. De detaljerede lokale forhold fremgår af rapporten og dens kort over tålegrænser.

Tabel 1. Beregnede tålegrænser og overskridelser af tålegrænserne for forsurening og N-eutrofiering. Alle størrelser er opgivet i keq/ha/år som intervallet mellem 5- og 95-percentilværdierne. Det bemærkes, at tålegrænsen for N-eutrofiering kan omregnes til kg N/ha/år ved at gange de angivne værdier med 14.

Calculated critical loads and exceedances for acidification and N-eutrophication for different ecosystems. Figures are in keq/ha/year. For nitrogen the critical load in kg N/Ha/year can be calculated by multiplying with 14.

	Beech	Oak	Spruce	Pine	Grass	Heath	Bogs
Critical load for acidity	0.9 - 2.7	0.8 - 2.2	1.4 - 4.1	1.4 - 2.4	0.9 - 2.4	-	-
Exceedance of critical load for acidity	(-0.9) - 0.6	(-0.8) - 0.8	(-1.5) - 1.3	(-0.7) - 1.3	(-1.1) - 0.7	-	-
Critical load for N-eutrophication	1.2 - 1.9	1.2 - 2.0	0.6 - 1.1	0.5 - 0.7	-	0.71	0.36
Exceedance of critical load for N-eutrophication	(-0.3) - 0.6	(-0.3) - 0.7	0.4 - 1.2	0.3 - 1.2	-	0.5	1.1

Som det fremgår af tabellen, findes de største overskridelser af tålegrænsen for eutrofiering af moser, heder, gran- og fyrreskov. De største overskridelser af tålegrænsen for forsurening findes for fyr og gran. Selvom der på følsomme arealer er problemer med både forsurening og eutrofiering, viser denne undersøgelse, at de største luftforureningsbetingede miljøproblemer skyldes eutrofi-

ering som følge af deposition af kvælstofforbindelser. Problemerne findes endvidere især, hvor depositionen af ammoniak fra indenlandske kilder er stor.

Forsuringsproblemet er for nedadgående, idet depositionen af svovlforbindelser, der giver et væsentligt bidrag til forsuringen, som følge af internationale aftaler, er reduceret med omkring 20%, siden depositionen var størst midt i 70'erne. De danske emissioner er i samme periode mere end halveret. Det skal dog også bemærkes, at metoderne til fastsættelse af tålegrænserne for kvælstof i dag er mindre udviklede end metoderne til fastsættelse af tålegrænser for forsuring. Det kan formodes, at en videre udvikling af metoderne i gennemsnit vil reducere de beregnede overskridelser noget, men de foreløbige tal viser klart, at der er behov for meget væsentlige reduktioner i kvælstofbelastningen.

Sammenligning med tidligere beregninger

En beregning af tålegrænser for forsuring er tidligere foretaget af COWI-consult for Miljøstyrelsen i 1991 og af DMU i 1993. I forhold til den første beregning i 1991 omfatter nærværende beregning et mere omfattende datagrundlag og et meget større antal beregninger. Der er desuden metodemæssige forskelle mellem beregningerne i 1991 og 1993. Således er BC/Al-kriteriet ved beregning af tålegrænsen for forsuring i denne nye beregning anvendt for hele jordsøjlen. Det mest følsomme jordlag bliver dermed grænsesættende, idet der ikke accepteres skader på nogen del af rodsystemet. I de tidligere beregninger blev kriteriet anvendt på en kontrolhorisont under jordsøjlen svarende til, at der beregnes en gennemsnitlig værdi for hele rodzonen. Den anvendte beregningsmetode i denne undersøgelse er i overensstemmelse med almindelig praksis ved brug af flerlagsmodeller til bestemmelse af tålegrænsen og vil alt andet lige i gennemsnit give en lidt lavere tålegrænse. Sammenligningerne mellem de tidligere foretagne og den nye beregning viste imidlertid også, at den tidligere anvendte version af PROFILE har haft en fejl i beregningen af aluminiumskemien, der gav for høje aluminiumskoncentrationer og dermed for lave tålegrænser. Middelværdien af den nye beregning af tålegrænsen for forsuring adskiller sig dermed ikke væsentligt fra de tidligere foretagne, medens der kan optræde væsentlige lokale forskelle.

Summary

Calculation and mapping of critical loads are part of the work under the Geneva Convention of Long Range Transboundary Air Pollution. The convention has been negotiated under UN-ECE, United Nations Economic Commission for Europe and has been signed by most European countries along with the United States, Canada and the European Union. Until now protocols on abatement of sulphur, nitrogen and VOC's have been agreed upon along with a protocol on the EMEP cooperation on monitoring and mapping of long-range transport of air pollutants.

In Denmark the National Environmental Research Institute, Department of Terrestrial Ecology is National Focal Centre for critical load calculations and has performed the mapping of critical loads for sulphur and nitrogen presented here. The critical load calculations have been performed in agreement with the guidelines given by the UN-ECE in "Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads and Geographical areas where they are exceeded" (UBA, 1993).

The main tasks for the work under the convention during recent years have, within the political field, been the negotiation of the second sulphur protocol to the convention, which was signed up in Oslo, June 1994. Within the scientific field the main task force has been the preparation for a second protocol on nitrogen. The basis for the work with nitrogen was formed at a workshop held at Lökeberg, Sweden, April 1992. The guidelines for the mapping of critical loads of nitrogen have latest been revised at the meeting of the UN-ECE Task Force on Mapping in Helsinki, march 1995, where the scientific basis for calculating critical load maps for the negotiation of a second nitrogen protocol was agreed.

A critical load is defined as "a quantitative estimate of the exposure to one or more pollutants that does not cause damage to specified sensitive elements of the environment, according to present knowledge".

Depositions of sulphur and nitrogen have an acidifying effect on the ecosystems which can be harmful as elements of the ecosystems are not naturally adjusted to acidic conditions. Acidification of the soils can in addition lead to a decrease in the availability of nutrients and an increase in the soil water concentration of toxic elements. Changes in soil geochemistry can cause effects in terrestrial ecosystems as well as in ground-water, rivers and lakes. Nitrogen has in addition an acidifying effect a eutrophying effect which can cause vegetational changes in terrestrial ecosystems, can eutrophy rivers, lakes, and estuaries or pollute the ground-water. It is thus necessary to choose which ecosystems and effects should be included in the critical load calculations. This choice is the responsibility of the National Focal Centre, while the applied methods should be approved by the Task Force on Mapping.

In general, critical loads should only be calculated for ecosystems where air pollution constitutes a major, anthropogenous influence on the system. This is not the case for agricultural soils, where the applied levels of e.g. nitrogen fertilizers are much higher than the atmospheric deposition. Because of the typical small size and scattered distribution within the agricultural land, the main anthropogenous influence on most Danish rivers and lakes are leaching, surface runoff, or airborne pollution from the surrounding agricultural land. Most Danish lakes are in addition less sensitive to acidification than the soils, and it has thus been chosen in the Danish critical load mapping only to calculate critical loads for soils. Ecosystems threatened by acidification are forests and permanent, extensively managed grasslands. Ecosystems threatened by eutrophication are forests and nutrient-poor ecosystems like heathlands and (raised) bogs. The Danish forests serves both as recreational areas and for production of wood, and it is thus necessary to protect both the forest production and the species diversity of the understorey vegetation.

While no solid evidence exist on ecosystem damage caused by air pollution in Denmark, it has been suggested in the reportings of the yearly forest health surveys, that air pollution could be a predisposing factor for the observed damage. On raised bogs, a relationship between observed vegetational changes and the livestock density in the surrounding agricultural areas has been found (Åby, 1994).

The effects of soil acidification can be evaluated by a chemical criterion that relates the soil geochemistry to effects on the composition of the vegetation. The most widely applied criterion for soil acidification is the balance between base cations and aluminium in the soil solution (BC/Al). An acidification of the soil will affect the vegetation in many direct and indirect ways. The background for the BC/Al criterion is, that soil acidification will cause an exchange of base cations with aluminium and hydrogen ions in the soil, which can influence the vegetation both through toxic effects of aluminum and through reduced availability of nutrient base cations. Sverdrup and Warfvinge have on the basis of existing findings suggested BC/Al criterias for a large number of different vegetation types (Sverdrup & Warfvinge, 1993). A criterion of 1 for all vegetation types are, however, still most commonly applied in the European mapping of critical loads, and has therefore also been used in the Danish mapping of critical loads.

For nitrogen eutrophication a criterion based on the acceptable leaching of nitrogen has been applied. The value of this criterion is set to protect the longterm stability of the terrestrial ecosystems, where leaching of nitrate also will lead to leaching of base cations and thus in the long run can cause nutrient imbalances in the ecosystem. Freshwater, ground-water and estuaries will in general be most affected by leaching from the arable land. The relationship between deposition and leaching of nitrogen is dependent on the other terms in the massbalance for nitrogen. It is possible to quantify the amounts of nitrogen removed in harvested biomass and lost by denitrification, while the long term sustainable level

of immobilization in the soil organic pools only can be quantified on the basis of expert judgement.

The leaching criterion is today only applicable to forest ecosystems, where the critical load for natural and seminatural ecosystems like heathlands and bogs only can be set on the basis of empirical data from field experiments or observed vegetational changes following a gradient in deposition. The critical load value for heathlands has in Denmark been set to 10 kg N/ha/y, while a value of 5 kg N/ha/y has been applied for (raised) bogs. These values have been chosen on the basis of recommendations from the UN-ECE workshop in Lökeberg (Grenfelt & Thörmelöf, 1992) and advice from selected Danish experts.

It has in the mapping of critical loads not been possible to differentiate between different types of heathlands and bogs. The critical load value have therefore been chosen to protect the most sensitive among the mapped ecosystems, i.e. for bogs the raised bogs.

For practical reasons the data considered for the mapping of critical loads have been limited to data available as digitized maps or point-data which could be extrapolated to digital maps. The data necessary for the massbalance calculations encompasses soil properties, ecosystem coverage, deposition, water balance, and nutrients removed by harvesting. The available data on soil properties are digitized maps on soil texture and geological origination, and data from 68 soil profile studies, where the content of soil minerals have been analysed for different soil horizons. The soil maps have been digitized as part of the Danish soil classification performed in 1976. The mineralogical data have been extrapolated to a national map by applying inverse, distance-weighted interpolation within 11 classes of soil texture and geological origin. The base map for ecosystem coverage and distribution is the 4-cm. map produced by the National Survey and Cadastrae, Denmark. This map has been digitized with a resolution of 1x1 km. This map is supplemented with data from the forest registration performed in 1984 by the Danish Institute for Plant and Soil Science and statistical values from the Danish Statistical Office and information from research projects. The net precipitation has been calculated with a simple hydrological model.

Critical loads for acidification and nitrogen eutrophication have been calculated with the Multimaschine model which has been developed for critical load computations on the basis of the general soil geochemical model PROFILE. Critical load values have been calculated for all ecosystems represented in each cell in a 1x1 km gridnet with a sufficient coverage to be represented in a 5-percentile map with a 5x5 km resolution. For permanent, extensively managed grasslands, the critical load values have, however, been calculated with the Steady State Mass Balance method on the basis of average weathering rates for different classes of soil texture and geology. The weathering rates have been calculated from 1000 calculations with the Multimaschine model on randomly distributed test points. For heathlands and bogs, empirical critical load values have been applied.

The calculated critical load values and exceedances are presented in Table 1. Both critical load values and exceedances are given as the intervals between the 5- and 95 percentiles. The 5 percentile is the value, where 95% of the ecosystem area have a higher critical load value. The geographical distribution of critical load values and the different local conditions leading to differences in critical load is described in more detail in the report.

Table 1. Calculated critical loads and exceedances for acidification and N-eutrophication for different ecosystems. Figures are in keq/ha/year. For nitrogen the critical load in kg N/Ha/year can be calculated by multiplying with 14.

	Beech	Oak	Spruce	Pine	Grass	Heath	Bogs
Critical load for acidity	0.9 - 2.7	0.8 - 2.2	1.4 - 4.1	1.4 - 2.4	0.9 - 2.4	-	-
Exceedance of critical load for acidity	(-0.9) - 0.6	(-0.8) - 0.8	(-1.5) - 1.3	(-0.7) - 1.3	(-1.1) - 0.7	-	-
Critical load for N-eutrophication	1.2 - 1.9	1.2 - 2.0	0.6 - 1.1	0.5 - 0.7	-	0.71	0.36
Exceedance of critical load for N-eutrophication	(-0.3) - 0.6	(-0.3) - 0.7	0.4 - 1.2	0.3 - 1.2	-	0.5	1.1

As it can be seen from the table, the largest exceedances of critical loads are found for N-eutrophication of bogs, heathlands, spruce-, and pine forest. The largest exceedances of the critical load for acidification are found for pine and spruce forest. Even though both the critical load for eutrophication and acidification are exceeded on sensitive areas, this mapping of critical loads clearly demonstrates, that the major problems caused by air pollution in Denmark are due to eutrophication with airborne nitrogen. The problems are largest where the deposition of ammonia from inland sources are largest. It should be noted, however, that the methods for calculating critical loads for nitrogen eutrophication are less developed than the methods for calculating critical loads for acidification. The calculated exceedances are thus somewhat more uncertain.

The problems with acidification have been reduced since the mid seventies where the deposition of sulphur was at the largest. The deposition of sulphur has been reduced approximately by 20% since then. The Danish emissions have in the same period been reduced by more than 50%.

Previous Danish calculations of critical loads have been performed by COWIconsult in 1991 and by the National Environmental Research Institute in 1993. Compared to the first calculation in 1991 the calculation presented here is based on a substantially larger amount of data and calculations. There have been made adjustments in the calculation method both from 1991 to 1993 and from 1993 to this calculation. In the calculation presented here, the BC/Al criterion is applied for all soil layers, where the criterion in the previous calculations were applied in a narrow control horizon below the rooting zone. This will give a slightly lower critical load value as the most sensitive soil horizon will be limiting. The comparison to earlier calculations have in addition revealed an error in the aluminium chemistry in the previous

applied versions of the PROFILE model giving too high aluminium concentrations and thus too low critical load values. The net result of the change in calculation method and the change in the applied model is, that the mean value of the calculated critical loads is practically unchanged, while substantial changes may occur locally.

Indledning

Baggrund

Denne rapport præsenterer resultatet af en fornyet dansk kortlægning af tålegrænsen for forsurening og eutrofiering som følge af svovl- og kvælstofdepositioner.

I de sidste 20 år er forsurening og eutrofiering som følge af langt-rækkende luftforurening blevet anerkendt som et alvorligt regionalt miljøproblem i Europa og Nordamerika. Nogle af de mere kendte eksempler på effekter af luftforurening er "skovdød" i Mellemeuropa og uddøde søer som følge af forsurening i Norge og Sverige. Som et resultat heraf er der iværksat større forsknings- og overvågningsprogrammer for at kortlægge emissionskilder, transportveje og effekter i miljøet af forurenende stoffer. Dette arbejde er startet i Canada og i de nordiske lande og danner nu baggrund for de internationale forhandlinger og aftaler om at reducere udslippet af forurenende stoffer. Det videnskabelige grundlag for arbejdet er tålegrænsekonceptet.

Internationalt samarbejde

Arbejdet med kortlægning af tålegrænser for luftforurening i Danmark er udført som en del af et internationalt samarbejde om fastlæggelse af videnskabelige kriterier for reduktionsmål ved begrænsning af luftforurening samt kortlægning af luftforureningsvirkninger under FN's Økonomiske Kommission for Europa (UN-ECE), Konventionen om Langtrækkende, Grænseoverskridende Luftforurening (LRTAP).

Denne konvention blev underskrevet i Geneve i 1979 og trådte i kraft i 1983. Konventionen er underskrevet af 33 landes regeringer foruden EU og udgør en ramme inden for hvilken, de deltagende lande forpligter sig til at følge effekterne af luftforurening og udvikle protokoller til begrænsning af forureningen. Arbejdet med kortlægning af effekter af - og tålegrænser for - luftforurening udgør det videnskabelige grundlag for fastsættelse af reduktionsmål for luftforurening i protokoller under konventionen. Under konventionen er der foreløbig oprettet protokoller om EMEP samarbejdet, om begrænsning af svovl-emissioner, om begrænsning af emissionen af kvælstof-oxider og om begrænsning af VOC-emissioner. 24 lande har ratificeret protokollen om EMEP-samarbejdet, medens svovl- og NO_x-protokollerne er ratificeret af 20 lande, og VOC-protokollen er ratificeret af 23 lande.

Kortlægningen af tålegrænser foretages af nationale fokus-centre (NFC) i de lande, der har ratificeret traktaten. I Danmark varetages denne opgave af Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Terrestrisk Økologi. På baggrund af data fra den nationale kortlægning og et supplerende europæisk datasæt foretager Koordinationsscentret for Effekter (CCE) under UN-ECE en europæisk kortlægning, der danner det videnskabelige grundlag for udarbejdelse af nye protokoller under konventionen.

Siden den første kortlægning af tålegrænsen for svovl, der blev præsenteret i 1991 (*Hetteling et al., 1991*), er der foretaget en ræk-

ke skridt for at forbedre datagrundlaget, de anvendte metoder og anvendeligheden af kortlægningen. Denne proces har omfattet workshops i Bilthoven, 1992, Katowice, 1992, Madrid, 1993, Nancy, 1994 og Helsingfors, 1995, afholdt af CCE samt en workshop om tålegrænser for kvælstof i Lökeberg 6.-10. april 1992, der blev afholdt af Nordisk Ministerråd. Resultatet af disse workshops er senere blevet godkendt af UN-ECE Task Force on Mapping og Working Group on Effects.

En fornyet kortlægning baseret på dette grundlag og med et revideret datagrundlag fra de enkelte NFC'er er foretaget i 1992 (*Downing et al.*, 1993). Resultatet af denne kortlægning er anvendt i forhandlingerne om en ny svovlprotokol, der er afsluttet med protokollens underskrivelse i Oslo, 1995. Hovedvægten i præsentationen af kortlægningsresultaterne har følgelig ligget på tålegrænserne for forsuring og svovl, medens det videnskabelige arbejde har fokuseret på at udarbejde metoder for fastsættelse af tålegrænser for eutrofiering og kvælstof med henblik på en kommende kvælstofprotokol.

Data til den første kortlægning i 1991 blev forberedt af COWIconsult (*COWIconsult*, 1991) i et projekt betalt af Miljøstyrelsen. Ansvar for den danske tålegrænsekortlægning er senere overtaget af Danmarks Miljøundersøgelser, der har udarbejdet datagrundlaget og det danske bidrag til 1992-kortlægningen. COWIconsult har været konsulent på denne opgave, men det faglige ansvar for arbejdet er Danmarks Miljøundersøgelsers.

Kortlægning af tålegrænser

Grundlaget for beregning og kortlægning af tålegrænser, der er brugt ved den fornyede kortlægning, er dels den endelige "Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/-Loads and Geographical Areas where they are exceeded" (*UBA*, 1993), dels de reviderede "Guidelines for the Computation and Mapping of Critical Loads and Exceedances of Sulphur and Nitrogen in Europe" (*Posch et al.*, 1993).

I forhold til det tidligere grundlag for kortlægningen er de nye elementer, der er indført som følge af arbejdet i TFM og CCE i 1991 og 1992, bl.a. at tålegrænsen for N som næringsstof er defineret. Der er desuden udviklet en metode til at fastlægge overskridelser af tålegrænsen ud fra den kombinerede effekt af svovl og kvælstof.

Den første kortlægning af tålegrænser i 1991 var baseret på en beregning af tålegrænsen for forsuring for bøg og fyr på 23 lokaliteter med kendt jordbundsmineralogi. For disse lokaliteter blev forvittringsraten for jordbunden beregnet med PROFILE-modellen, der er en jordbundskemisk ligevægtsmodel udviklet på Lunds Universitet. Resultaterne fra disse lokaliteter er derefter ekstrapoleret til en landsdækkende kortlægning med en opløsning på 10 x 10 km ud fra et meget simpelt sæt af landsdækkende data.

Til brug for den fornyede kortlægning er der opbygget et landsdækkende kortgrundlag af grunddata, dvs. jordbundstekstur, landskabselementer, jordbundsmineralogi, arealanvendelse, træ-

artssammensætning og produktionsklasser for skovene samt deposition af svovl- og kvælstofforbindelser samt basekationer.

På baggrund af disse grundkort er der for hver kvadratkilometer i landet, hvor der findes et eller flere af de kortlagte økosystemer, foretaget beregninger af tålegrænsen for forsuring og for kvælstofeutrofiering. Denne grundlæggende beregning af tålegrænser er derefter brugt til at beregne percentilkort og kort over overskridelser af tålegrænsen.

Beregningerne er foretaget på et 5 x 5 km kvadratnet for gran, fyr, eg, bøg og permanente, ekstensivt udnyttede græsarealer.

Til sammenligning med den indledende kortlægning i 1991 omfatter den aktuelle kortlægning dermed et væsentligt bedre landsdækkende datagrundlag. Imidlertid er der i sagens natur mangler i nationale datasæt, der kan give forkerte værdier for enkelte lokaliteter. Det har derfor været værdifuldt at sammenligne resultaterne af den landsdækkende kortlægning med beregningsresultatet fra de 23 lokaliteter, der indgik i den indledende kortlægning i 1991, idet disse lokaliteter for manges vedkommende er godt kendte fra forskningsprojekter.

Rapporten

Rapporten giver en kort beskrivelse af status for det aktuelle samarbejde under UN-ECE, den videnskabelige baggrund og de anvendte metoder i kortlægningen. Det tilgængelige datagrundlag for kortlægningen og de beregnede tålegrænser og overskridelser af tålegrænserne præsenteres og diskuteres. Endelig er der i Appendix I foretaget en sammenligning mellem den her præsenterede beregning, den første kortlægning foretaget af COWIconsult i 1991 og beregningerne præsenteret af DMU i 1992 og 1993.

1 Status for ECE-samarbejdet

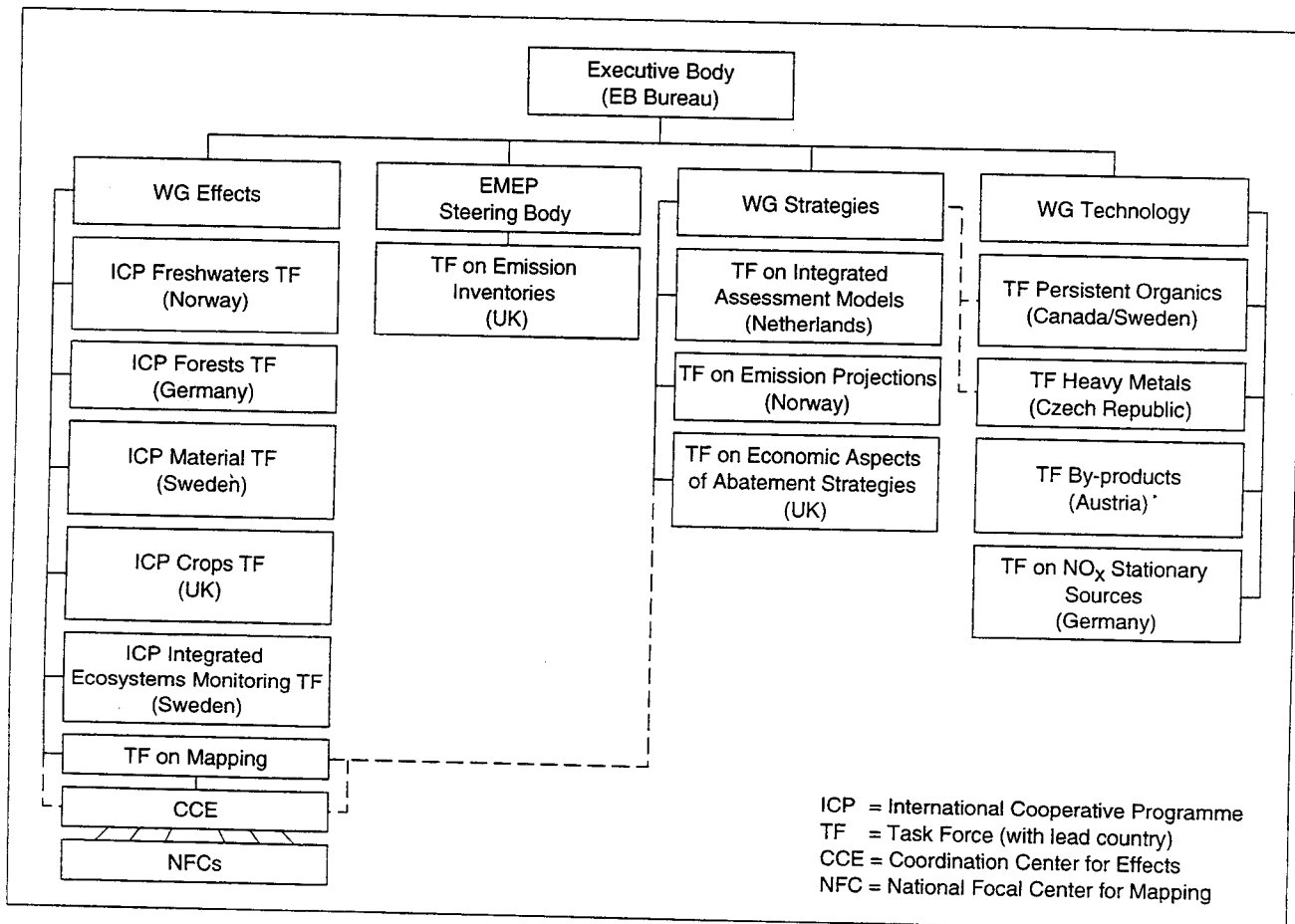
Som følge af den voksende fokus på konsekvenserne af luftforurening bl.a. forårsaget af en udbredt skovdød i Centraleuropa, blev der i 1979 indgået en traktat om emissionsbegrænsninger: "Geneve Konventionen om Langtrækkende, Grænseoverskridende Luftforurening" under UN-ECE, FN's Økonomiske Kommission for Europa. Konventionen er ratificeret af de fleste lande i Vest- og Østeuropa samt USA og Canada. Den omfatter protokoller for begrænsninger af emissionerne af svovl, kvælstof og ozon, der menes at være hovedårsagerne til ubalancer i økosystemer.

Organisation

Figur 1.1. Organisering af arbejdet under konventionen om langtrækkende, grænseoverskridende luftforurening i UN-ECE.

Organisation of the work under the LRTAP convention.

Til opfølgning af konventionen er der nedsat en række organer og grupper. Den organisatoriske opbygning af konventionsarbejdet er vist i Figur 1.1. Arbejdet ledes af en ledelsesgruppe (Executive Body), der har nedsat fire permanente arbejds- og styregrupper (Working Groups), der arbejder med effekter (Working Group on Effects), strategier (Working Group on Strategies), teknologi (Working Group on Technology) og overvågning og modellering af spredningen af luftforurening (EMEP Steering Body, European Monitoring and Evaluation Programme). Arbejdsgrupperne følger effekter af luftforurening og forbereder nye protokoller til konventionen. Dette arbejde sker på baggrund af rapporter og indstillinger fra arbejdsgrupper af nationale eksperter fra de deltagende lande (Task Forces).



For at kortlægge effekterne af den aktuelle luftforurening og følge effekten af de iværksatte emissionsbegrænsninger eksisterer der desuden fem internationale, videnskabelige samarbejdsprogrammer, der følger effekter på ferskvandsområder, skove, materialer, afgrøder samt effekter i integrerede overvågningsområder.

Tålegrænsekonceptet

Tålegrænsekonceptet er centralt i arbejdet under konventionen. Konceptet blev udviklet af den canadiske regering i begyndelsen af firserne og er senere videreudviklet i regi af Nordisk Ministerråd. I 1988 godkendte ledelsesgruppen for konventionen etableringen af en arbejdsgruppe af nationale eksperter, der skulle forestå kortlægning af tålegrænser i konventionens område (Task Force on Mapping). I marts 1988 blev der afholdt to workshops i Bad Harzburg og Skogkloster for at evaluere tålegrænsekonceptet for indirekte og direkte effekter af luftforurening (critical loads og critical levels). Formålet med de to workshops var at definere:

- Tålegrænsen for direkte effekter af luftforurening på skov, afgrøder, materialer og naturlig vegetation
- Tålegrænsen for indirekte effekter af svovl- og kvælstofforbindelser

På de to workshops blev tålegrænsekonceptet for svovl og kvælstof og deres atmosfæriske omsætningsprodukter gennemgået, og som en start blev der fastsat tålegrænser for følsomme økosystemer. Det blev understreget, at fastsættelse af tålegrænser er en iterativ proces, og at yderligere forskning var nødvendig, men på samme tid blev det fastslået, at en indledende kortlægning ville være værdifuld til at udpege truede områder. Tålegrænseprincippet blev yderligere udviklet på en workshop i Norrtälje i september 1988, hvor emnet var luftforurening i Europa og sammenhængen med effekter, kontrolstrategier og politiske valgmuligheder.

Definitioner

Der anvendes i dag i UN-ECE-samarbejdet to definitioner på tålegrænser, en tålegrænse for direkte virkninger af luftforurening, critical levels og en tålegrænse for indirekte virkninger af luftforurening, critical loads (UBA, 1993):

Critical levels	Concentrations of pollutions in the atmosphere above which direct adverse effects on receptors, such as plants, ecosystems or materials, may occur according to present knowledge
Critical loads	A quantitative estimate of an exposure to one or more pollutants below which significant harmful effects on specified sensitive elements of the environment do not occur according to present knowledge

Tålegrænsekonceptet indeholder dermed et videnskabeligt element, idet definitionerne indeholder udtrykket "may/do not occur according to present knowledge". Der er imidlertid også en politisk del af definitionen, idet der gives valgfrihed for hvilke receptorer eller følsomme elementer, der foretages beregninger for.

Anvendelsen af tålegrænsekonceptet i arbejdet under konventionen kan sammenfattes i følgende opgaver:

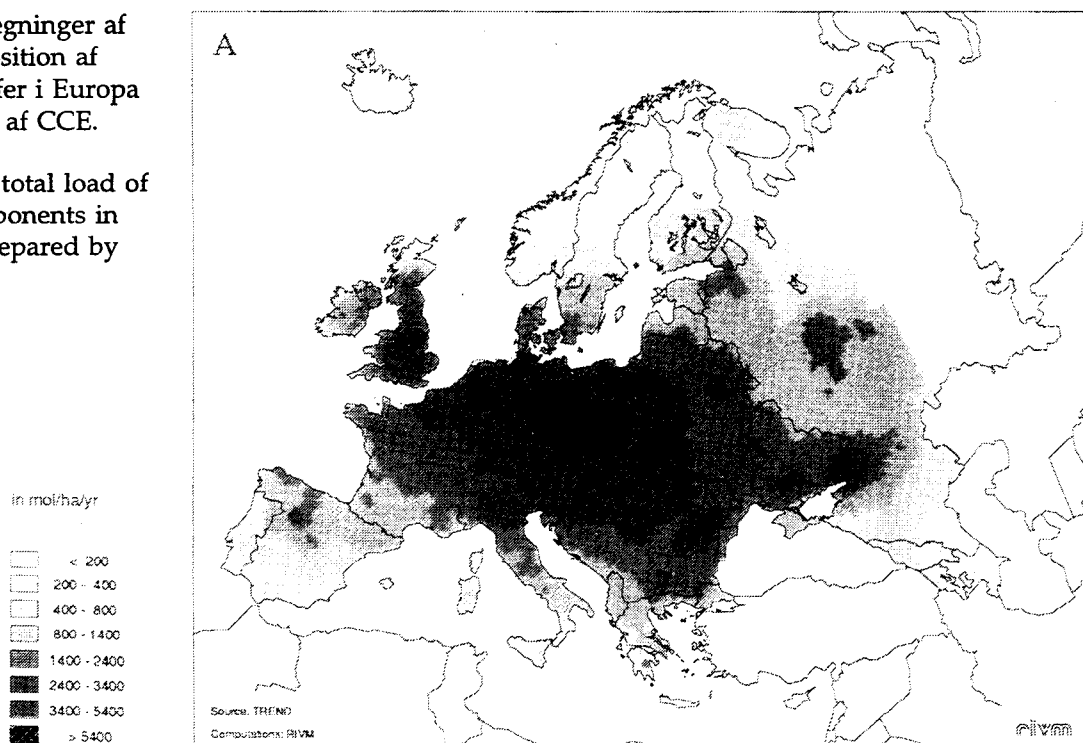
- Fastlægge tålegrænser (UN-ECE Workshops)
- Opnå international anerkendelse af definitionerne (Arbejdsgruppen for effekter og ledelsesgruppen for konventionen)
- Foretage kortlægning (baseret på kortlægningsmanual og proceedings fra workshops)
- Fastlægge overskridelser af tålegrænsen
- Udvikle, forhandle, optimere og implementere strategier til reduktion af overskridelser af tålegrænsen

Til at understøtte arbejdet med kortlægning af tålegrænser blev der i 1989 etableret et koordinationscenter for effekter (CCE) ved the National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM) i Holland. Centret foretager løbende en europæisk kortlægning af tålegrænser og overskridelser heraf på baggrund af indrapporterede data fra nationale fokuscentre i de deltagende lande.

Disse beregninger sammenholdes med depositions-beregninger baseret på data fra EMEP-samarbejdet, og der kan dermed udarbejdes kort over overskridelser af tålegrænsen. Det har hidtil været den forsurende effekt af svovl og kvælstof, der har været i fokus. Figur 1.2 viser beregninger af den totale deposition af forsurende stoffer i Europa i 1990 foretaget af CCE. Som det ses, er tålegrænsen for forsurening kraftigt overskredet i store dele af Central-europa, England, Danmark og de sydlige dele af Norge og Sverige.

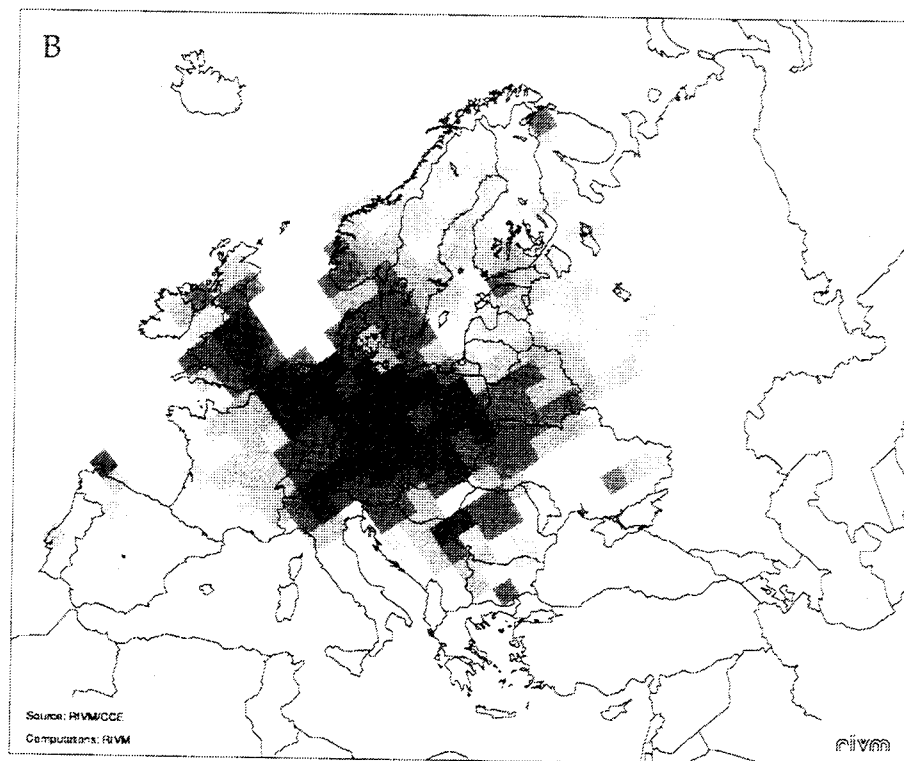
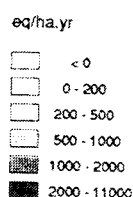
Figur 1.2A. Beregninger af den totale deposition af forsurende stoffer i Europa i 1990 foretaget af CCE.

Calculations of total load of acidifying components in Europe 1990 prepared by CCE.



Figur 1.2B. Beregnede overskridelser af tålegrænser for forsuring i 1990.

Calculated exceedances of critical loads for acidity in 1990.



De beregnede tålegrænser og overskridelser af tålegrænsen bruges i arbejdet i Arbejdsgruppen for Strategier, der på baggrund af disse beregninger, modeller for emissioner i forskellige sektorer og depositionsscenarioer fastlægges mulige strategier for emissionsbegrænsningen.

RAINS-modellen

Et vigtigt værktøj i denne sammenhæng er RAINS-modellen, hvis funktion er skitseret i Figur 1.3. RAINS-modellen indeholder et modul til emissionsberegninger, et optimeringsmodul, et modul til beregning af den atmosfæriske transport baseret på EMEP's transportmodul samt moduler til beregning af jordbundsforurening, forsuring af søer og direkte effekter af luftforurening i skove. I den skitserede udgave af RAINS anvendes i optimeringen et target load, dvs. en målsætning for depositionen. I de seneste beregninger er der i stedet anvendt en række EMEP-celler som kontrolceller. For disse kontrolceller er der foretaget en optimering efter gap-closure, dvs. en fastsat procentreduktion af forskellen mellem det aktuelle depositionsniveau og tålegrænsen.

Arbejdet under konventionen drives af en række møder i de permanente arbejdsgrupper. Desuden afholder koordinationscentret for effekter løbende training seminars for eksperter fra de nationale fokuscentre for at løse problemer i forbindelse med kortlægningen.

Workshops

Siden 1988 har der været afholdt en række møder og workshops i forbindelse med kortlægningsaktiviteterne. En fuldstændig liste er gengivet nedenfor:

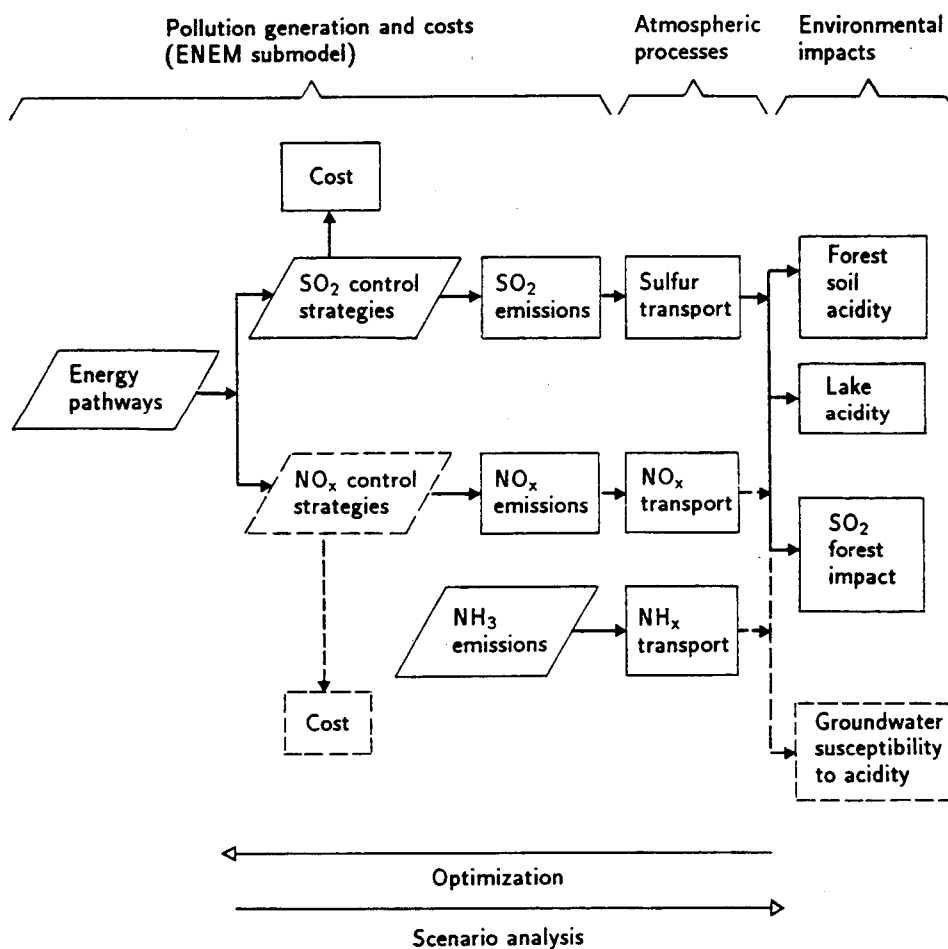
- Initial UN-ECE Mapping Workshop, Bad Harzburg, Tyskland, 1989
- 1st Meeting, Task Force on Mapping, Bad Harzburg, Tyskland, 1989
- 2nd Meeting, Task Force on Mapping, Berlin, Tyskland, 1990
- CCE Training Session, Bilthoven, Holland, 1990

- 3rd Meeting, Task Force on Mapping, Geneve, Schweiz, 1990
- Joint meeting Task Force on Integrated Assessment Modelling/Task Force on Mapping, Geneve Schweiz, 1990
- 4th Meeting, Task Force on Mapping, Geneve, Schweiz, 1991
- CCE Training Session, Bilthoven, Holland, 1991
- 5th Meeting, Task Force on Mapping, Berlin, Tyskland, 1991
- 6th Meeting, Task Force on Mapping, Berlin, Tyskland, 1991
- CCE Mapping Workshop, Bilthoven, Holland, 1992
- Workshop on Problems of Mapping Critical Loads and Levels in Sub-alpine and Alpine Regions, Wien, Østrig, 1992
- UN-ECE Workshop on Critical Levels, Egham, Storbritanien, 1992
- UN-ECE Workshop on Critical Loads for Nitrogen, Lökeberg, Sverige, 1992
- 7th Meeting, Task Force on Mapping, Berlin, Tyskland, 1992
- CCE Mapping Workshop, Katowice, Polen, 1992
- UN ECE Workshop on Deposition, Göteborg, Sverige, 1992
- CCE Mapping Workshop, Madrid, Spanien, 1993
- Workshop on Critical Levels for Materials, Bath, Storbritanien, 1993
- 8th Meeting, Task Force on Mapping, Berlin, Tyskland, 1993
- 9th Meeting, Task Force on Mapping, Nancy, Frankrig, 1994. Back to back with CCE mapping workshop
- Workshop on Critical loads for nitrogen, Grange-over-Sands, UK, 1994
- 10th Meeting, Task Force on Mapping, Helsinki, 1995. Back to back with CCE mapping workshop.

Næste møde er planlagt til december 1995 i Geneve hvor beregningsmetoderne forventes revideret.

Figur 1.3. RAINS-modellens funktion. Gentegnet fra Alcamo et al. 1990.

The function of the RAINS model.



2 Videnskabelig baggrund

Den videnskabelige baggrund for fastsættelse af tålegrænser er en forståelse af jordbunds- og planvækstprocesser, der gør det muligt at sammenkæde koncentrationer eller depositioner af luftforurening med skadevirkninger på vegetationen. Dette kan gøres ved at sammenstille modeller for massebalancer og stofstrømme med et kemisk kriterium, der kan relateres til skadevirkningen på vegetationen. De elementer af luftforurening, der har den største indirekte effekt på vegetationen er forbindelser af svovl og kvælstof, der dels virker forsurende og dels, for kvælstofs vedkommende, eutrofierende.

2.1 Forsuring

Depositionen af svovl- og kvælstofforbindelser sker hovedsageligt i form af svovl- og salpetersyre og i form af ammoniak. Den forsurende effekt af depositioner af svovl- og salpetersyre er indlysende, medens ammoniak omdannes til ammonium, der nitrificeres i jorden under produktion af syre. Forhøjede ammoniakdepositioner kan endvidere påvirke planteoptaget af kvælstof og dermed virke forsurende.

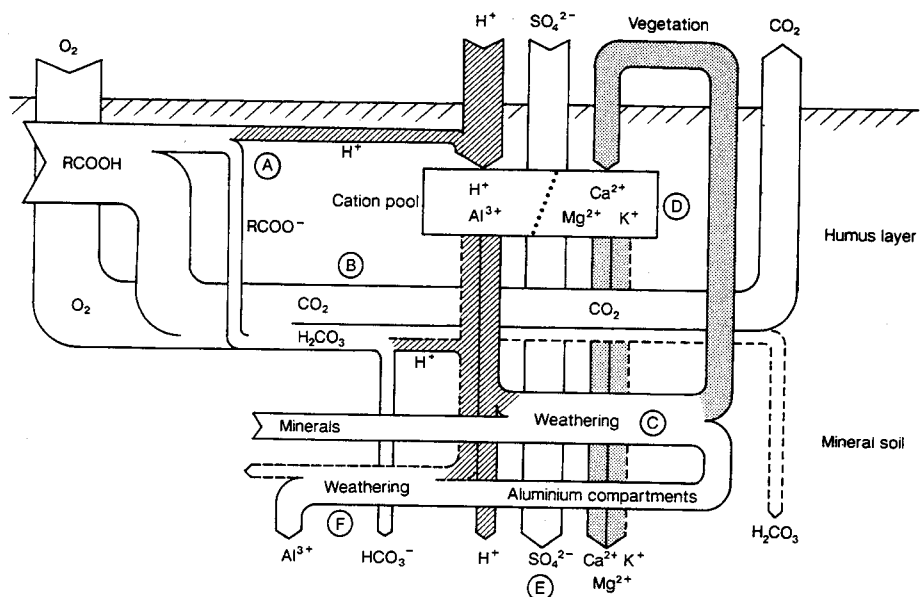
Surhedsgraden af en given jord afhænger af en række faktorer ud over depositionerne af luftforurening. De væsentligste elementer i syrebalancen er produktionen af syreneutraliserende kapacitet i jorden ved mineralforvitring, tilførslen af basekationer ved luftdeposition og nettobalancen for produktion og forbrug af syre ved vækstoptag og til- og fraførsler af organisk materiale og næringsstoffer. I jord med stort kalkindhold kan syretilførslen neutraliseres fuldstændigt og disse jorder kan tåle meget store syredepositioner uden at vegetationen skades. Omvendt er en del kombinationer af jordbund og vegetation naturligt sure.

Den forsurende virkning af svovl

I Figur 2.1 er illustreret de vigtigste mekanismer i forsurende af jordbunden ved tilførsel af svovl. Svovl deponeres oftest som svovlsyre (H_2SO_4). I jordvæsken spaltes svovlsyren i en sulfation og to brintioner. Sulfationen passerer temmelig uhindret gennem jorden og udvaskes. Da svovlsyren er en stærkere syre end den kulsyre, der naturligt dannes ved nedbrydning af humusstoffer i jorden, overtager svovlsyren kulsyrens plads ved forvitring af silikater i jorden. De ved forvitringen dannede basekationer udvaskes og balanceres her af sulfationer, medens brintionerne fra svovlsyren i første omgang erstatter basekationer i jordens basekationpulje. Ved kraftigere eller længerevarende påvirkning af forsurende stoffer erstattes næsten hele puljen af basekationer med brintioner, og der sker en udvaskning af brintioner. Jorden har altså en kapacitet til at neutralisere syre ved at erstatte basekationer i jordens basekationpulje med brintioner, hvorved basemætningen falder og jorden forsures, men afstrømningsvandet forbliver neutralt. Først ved kraftig eller længerevarende påvirkning med forsurende stoffer forsures også afstrømningsvandet.

Figur 2.1. De vigtigste mekanismer i forsurening af jordbunden ved tilførsel af svovl.

The most important mechanisms in soil acidification due to deposition of sulphur compounds.



- A) Ved mineralisering af humuslaget og dødt organisk materiale som blade og nåle dannes organiske syrer, RCOOH
- B) De organiske humussyrer nedbryder under frigivelse af CO_2 og kulsyre, H_2CO_3 . I let forsurede jorder spaltes kulsyre i carbonat- og brintioner (HCO_3^- og H^+)
- C) Silikatmineraleerne i jorden forvitres under påvirkning af jordens syreindhold. Syren neutraliseres herved, og der frigives basekationer (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+). I sur jord, hvor der findes et overskud af stærkere syrer som svovlsyre, overtager svovlsyren kulsyrens rolle i silikatforvitringen, men forvittringsraten øges ikke væsentligt, så syren bliver ikke neutraliseret
- D) Basekationer optages og frigives af vegetationen og bindes til humuspartikler i jorden, hvor de sammen med Al^{3+} og H^+ udgør jordens "basekationspulje". Ved deposition af SO_4^{2-} tilføres samtidig brintioner. Disse brintioner kan i nogen udstrækning neutraliseres gennem ionbytning i basekationspuljen, hvorved udvaskningen af basekationer forøges. Der sker desuden en forsurening af jorden. I stærkt forsurede jorder kan basekationspuljen opbruges, hvorved jordens evne til at neutralisere syre forsvinder, og vandet, der forlader rodzonen, bliver surt. Det faldende forhold mellem basekationer og aluminium gør det endvidere svært for vegetationen at optage basekationer, hvorved væksten hæmmes
- E) Sulfationerne passerer forholdsvis uhindret gennem jorden og udvaskes
- F) I stærkt forsurede jorder kan aluminium- og kiselforbindelser fra silikatforvitringen forvitres, så der frigives aluminium. En del af det frie aluminium udvaskes, så aluminiumskoncentrationerne i afstrømningsvandet stiger

Ved kraftig forsurening af jorden sker der endvidere en forvitring af de aluminiumforbindelser, der dannes ved silikatforvitringen. Der

frigøres herved aluminiumioner (Al^{3+}), der dels udvaskes dels fortrænger basekationer i jordens basekationspulje. Den primære virkning af depositioner af svovl på jordbundskemien er altså, at den naturlige pulje af basekationer i jorden fortrænges af brintioner og aluminiumioner. Dette medfører dels en forsurening af jorden pga. den forhøjede koncentration af brintioner dels en lavere tilgængelighed af basekationer for vegetationen og dels en forhøjet koncentration af aluminium, der kan virke toksisk på planterødder.

I afstrømningsvandet er effekten ved lave påvirkninger en forøget koncentration af basekationer pga. den øgede udvaskning samt en forøget koncentration af sulfat. Ved større eller længerevarende påvirkninger erstattes udvaskningen af basekationer med udvaskning af aluminium og brintioner, dvs. pH falder og aluminiumskoncentrationen stiger.

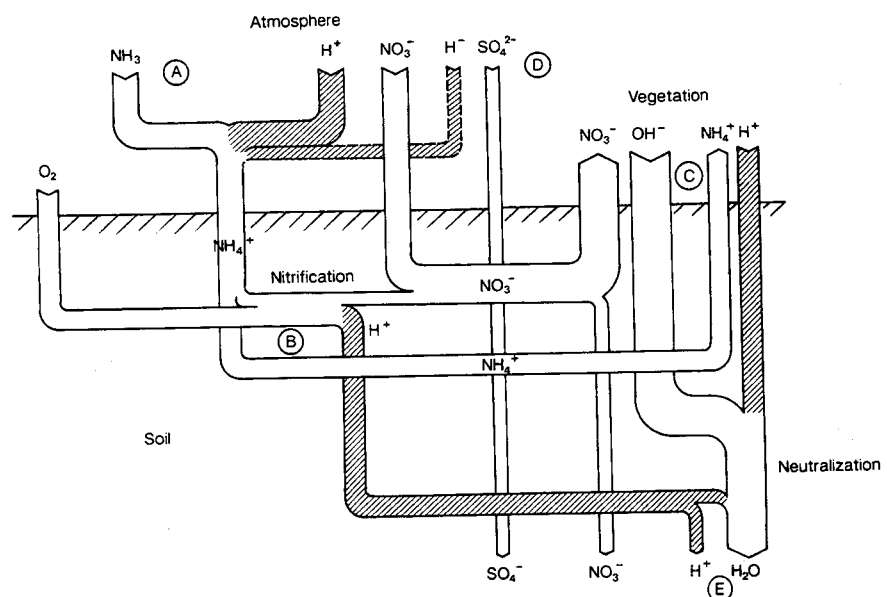
Reduceres belastningen med svovlsyre, vender ionbytningsprocesserne og basekationer begynder at fortrænge aluminium- og brintioner i jordens basekationspulje. Denne proces kan tage mange år. En yderligere årsag til, at det tager lang tid, før formindskede depositioner for alvor fører til en forbedret tilstand i områder, hvor tålegrænsen har været kraftigt overskredet er, at en lille del af svovldepositionen årligt bindes i jorden som vanskeligt opløselige forbindelser med bl.a. aluminium. Disse forbindelser forvitres forholdsvis langsomt og kan dermed frigive sulfat- og brintioner til jorden i mange år efter, at depositionen er reduceret.

Den forsurende virkning af kvælstof

Figur 2.2. Kvælstofkredsløbet og forsureningsprocesserne ved optag og udvaskning af kvælstof.

The nitrogen cycle and processes leading to acidification of the soil.

Kvælstofkredsløbet og forureningsprocesserne ved optag og udvaskning af kvælstof er illustreret på Figur 2.2.



- A) Deposition af kvælstof sker i form af ammoniak og salpetersyre, der omdannes til ammonium og nitrat (NH_4^+ og NO_3^-). Omdannelsen kan ske allerede under transporten i atmosfæren. Hvis depositionerne er lige store, vil ammoniakken neutralisere salpetersyren. Er tilførslen af ammonium større end tilførslen af nitrat, kan ammoniakken også neutralisere

en del af svovldepositionerne, men nettoresultatet af nitrifikation og vækstoptag bliver da et overskud af brintioner svarende til overskuddet af ammonium

- B) En del af ammoniumionerne kan i jorden nitrificeres til nitrat ($\text{NH}_4^+ + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^- + \text{H}_2\text{O} + 2\text{H}^+$). Nitrifikationsprocessen frigør to brintioner for hver ammoniumion, der nitrificeres
- C) Planterødderne optager nitrat og ammonium ved ionbytning med H^+ og OH^- . Hydroxyionerne OH^- kan neutralisere brintionerne. Hvis der er balance mellem tilførslen af ammonium og nitrat, neutraliseres al den tilførte syre
- D) Ved langvarig belastning med kvælstof kan der indtræde kvælstofmætning, dvs. vegetationen kan ikke længere optage al den tilførte kvælstof, og der sker en udvaskning af nitrat. Når der udvaskes nitrat, vil nettoresultatet af nitrifikationsprocessen og optaget være et syreoverskud svarende til nitratudvaskningen

Deposition af kvælstof

Kvælstof deponeres dels som salpetersyre (oxyderet N), dels som ammoniak og ammonium (reduceret N). Når vegetationen optager kvælstof, udskilles der brint- og hydroxylioner. Hvis alle nitrationer optages af vegetationen, vil de udskilte hydroxylioner balancere brintionerne fra salpetersyren, og der vil ikke være nogen forsurende effekt. Ammoniak omdannes i jorden til ammoniumioner ved at optage en brintion. Denne brintion afgives igen, når ammoniumionerne optages af vegetationen. Alternativt kan ammoniumionen oxyderes til nitrat ($\text{NH}_4^+ + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^- + 2\text{H}^+ + \text{H}_2\text{O}$), hvorved der frigøres to brintioner. Den ekstra brintion neutraliseres af en hydroxylion, hvis nitrationen optages af vegetationen. I disse tilfælde virker depositionen af ammoniak ikke forsurende.

Hvis depositionen af ammonium (som ammoniak) er større end depositionen af nitrat (som salpetersyre), vil ammoniakdepositionen også kunne neutralisere en del af depositionerne af svovlsyre. Der vil imidlertid samtidig være ubalance mellem optaget af nitrat og optaget af ammonium. De ved optag af nitrat frigivne hydroxylioner vil da ikke kunne balancere de ved optag af ammonium frigivne brintioner, og nettoresultatet vil blive en forsurening af jorden.

Vegetationens vækst begrænses af en række faktorer som tilgængeligheden af næringsstoffer, vand og på meget frugtbare steder også af den indstrålede lysmængde. Ved lave depositionsniveauer af kvælstof vil kvælstoffet kunne optages enten ved en forøget vækst eller ved et luksusoptag, hvor koncentrationen af kvælstof i blade og ved øges i forhold til koncentrationen af andre næringsstoffer. Forøgede koncentrationer af kvælstof kan give en forøget følsomhed for frostskafer i skov. Ved kraftigt forøgede depositionsniveauer vil den overskydende kvælstof udvaskes i form af nitrationer, idet vegetationen optager ammonium før nitrat. Når nitraterne udvaskes, vil der ikke frigives hydroxylioner ved

vækstoptag, og brintionerne fra salpetersyren vil ikke blive neutraliseret. Udvaskning af nitrat virker derfor forsurende.

Depositioner af kvælstof virker altså forsurende, hvis der deponeres mere ammoniak/ammonium end salpetersyre, eller hvis depositionerne er så store, at de fører til udvaskning af nitrat.

Forsuring ved skovdrift

Nettoresultatet af vækstoptaget af næringsstoffer ved tilvækst af vegetationen er en forsurening af jorden. Planterne optager næringsstoffer som positivt eller negativt ladede ioner (NH_4^+ , NO_3^- , Mg^{2+} , K^+ , Ca^{2+}) og udskiller H^+ , OH^- eller HCO_3^- i tilsvarende mængde, så ladningsbalancen stemmer. Da det samlede optag af ammonium og basekationer, der balanceres af brintioner, er større end optaget nitrationer, der balanceres af hydroxylioner, bliver nettoresultatet af vækstoptaget et overskud af brintioner og dermed en forsurening af jorden.

Ved nedbrydning af dødt organisk materiale går processen den modsatte vej, og der forbruges syre. I en stabil vegetation, hvor der ikke sker til- eller fraførsler af organisk materiale, vil der dermed ikke på lang sigt være nogen forsurende effekt af plantevæksten. Det er dog et spørgsmål, hvor almindelig denne situation er, idet der er sket en naturlig opbygning af jordens humuspulje siden istiden. Denne akkumulation i humus virker i princippet som en fjernelse af materiale og medfører dermed en naturlig forsurening af jorden. Ved almindelig skovdrift, hvor stammer eller hele træer fjernes, vil der ligeledes ske en forsurening af jorden. Dette vil også være tilfældet, hvis der tages slet af græsarealer. På marker, der afgræsses, føres en stor del af næringsstofferne tilbage til jorden med fæces og urin.

Deposition af basekationer

Ud over de beskrevne depositioner af svovl og kvælstof forekommer der atmosfæriske depositioner af basekationerne Ca^{2+} , Mg^{2+} og K^+ samt af Na^+ og Cl^- . En stor del af denne deposition sker i form af partikler af havsalt, hvor basekationerne Ca^{2+} , Mg^{2+} og K^+ balanceres af chloridioner. Den del af depositionen, der ikke balanceres af chloridioner, vil modvirke forsuringen, dels fordi depositionen er basisk, dels fordi basekationerne fortrænger brintioner fra jordens basekationpulje.

Syrebalancen

Jordbundens pH vil normalt ligge i området 3-8 afhængig af balancen i jordens kationpulje. De dominerende kationer er Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , H^+ , Al^{3+} samt hydroxylkomplekser af Al^{3+} . Andelen af de adsorberede baser, Ca^{2+} , Mg^{2+} og K^+ i den totale mængde adsorberede kationer kaldes basemætningsgraden eller den syreneutraliserende kapacitet (på engelsk forkortet ANC). I pH-området 3-8 vil pH stige med stigende basemætningsgrad.

Balancen i jordens kationspulje afhænger som beskrevet af en række faktorer, hvoraf de vigtigste er:

- Produktionen af syreneutraliserende kapacitet i jorden ved mineralforvitring

- Forsuring som følge af vækstoptag og fjernelse af organisk materiale ved høst eller naturligt ved f.eks. skovbrand
- Udvaskning af nitrat og basekationer pga. forhøjede kvælstofdepositioner, ved høst eller naturligt ved f.eks. stormfald
- Luftdepositioner af forsurende stoffer som svovlsyre eller ammoniak og salpetersyre, der potentielt kan virke forsuren-
de, hvis der er en overskudsdeposition af ammoniak i for-
hold til salpetersyre, eller hvis depositionerne medfører
nitratudvaskning
- Luftdeposition af syreneutraliserende kapacitet i form af
basekationer, der ikke balanceres af chloridioner

Effekter af forsurening

Hvor det af Miljøstyrelsen i 1982 iværksatte "Forsuringsprojekt" konkluderede, at der ikke fandtes europæiske undersøgelser, hvorfra en sammenhæng mellem luftdepositioner og forsurening med sikkerhed kunne konstateres, har en række senere undersøgelser fastslået sammenhængen mellem luftforurening, jordbunds-kemi og skader på skov og tilhørende vandløb og søer. I en "Interim Report on Cause-Effect Relationships in Forest Decline" (ECE/UNEP, 1991), der bygger på overvågningsdata og forskningsresultater fra 28 europæiske lande, herunder Danmark, konkluderes at:

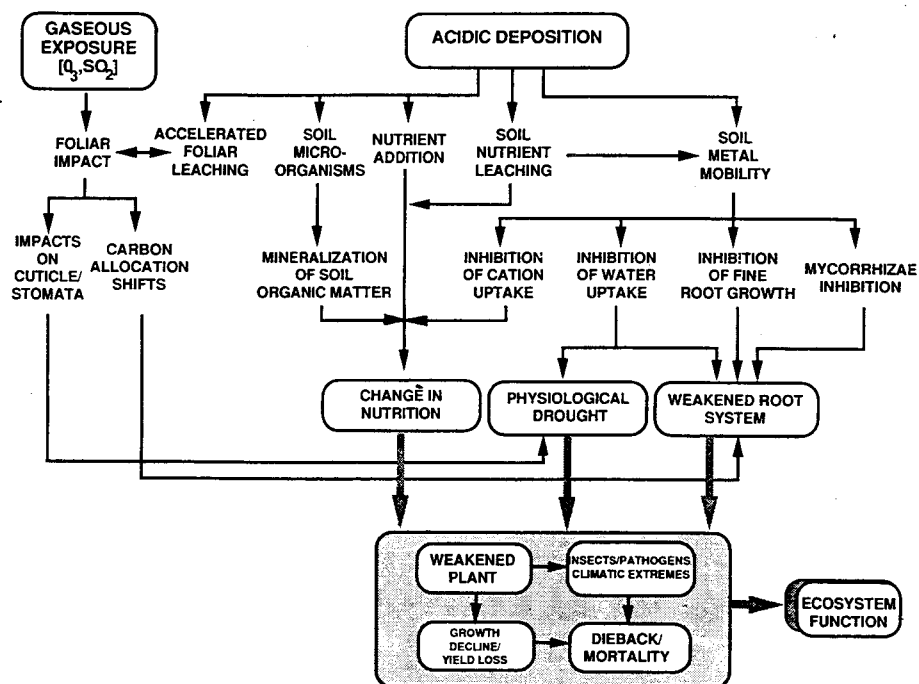
- Changes in soil chemistry as a result of acidic deposition have been demonstrated. Both dry and wet deposition may be important, dependent on the local conditions. Soil acidification has occurred in many areas and this has been associated with the depletion of cations in some soils. However, the importance of this is variable and dependent on the mass balance of the cation in question
- Soil acidification may directly influence trees through the mobilisation of toxic forms of aluminium, but the extent to which this occurs is disputed. It can also influence the mycorrhiza and the decomposer chains, thereby changing the availability of certain essential plant nutrients
- The weight of evidence strongly suggests, that air pollution, in one form or another, is widely implicated in forest decline. However, forest decline may occur in areas where air pollution is negligible. The rate of air pollution is very variable, depending on a wide range of environmental and other factors, and this needs to be taken into account when assessing any widespread impact.

2.2 Effekter af forsurening

Påvirkningsvejene på vegetationen af en given luftforureningspåvirkning er mangeartede (Figur 2.3).

Figur 2.3. Påvirkningsvejene for forsurende komponenter og samspillet med direkte skadevirkninger af forhøjede luftkoncentrationer af ozon og svovldioxid.

Interactions between acidifying components and direct damage by ozone and SO_2 on ecosystems.



Forhøjede depositioner af ammoniak, svovl- og salpetersyre og direkte påvirkning af ozon og svovldioxid påvirker vegetationen gennem ændringer i sammensætningen af næringsstoffer i jorden. Dette sker dels ved forøget udvaskning af basekationer dels som et resultat af de forhøjede mængder kvælstof. Forsuring af jorden kan også påvirke jordens mikroorganismer og derigennem nedbrydningen af organisk materiale. Der er her et samspil med en øget mobilitet af metaller i jorden, specielt aluminium, der fortrænger basekationer fra jordens basekationpulje og derved hæmmer optaget af basekationer. Aluminium kan desuden have en toksisk effekt på rødder og mycorrhiza. En anden påvirkning er stofskiftet i bladene, hvor både direkte påvirkningen af SO_2 og O_3 og sur nedbør kan medføre et forøget tab af basekationer. Dette kan have betydning, hvor koncentrationene af basekationer, evt. pga. forsurening af jordbunden, er den begrænsende vækstfaktor.

De samlede påvirkninger af jordbundskemi, rodnet og stofskiftet i bladene er ændringer i næringsstofsammensætning, en svækkelse af rodsystemet og en nedsat evne til at optage vand. Det er klart, at de eventuelle skadevirkninger af disse påvirkninger vil afhænge af udgangssituationen, dvs. sammensætningen og tilgængeligheden af næringsstoffer og tilgængeligheden af vand. Som følgevirkninger heraf kan der i naturområder forekomme effekter i form af ændrede konkurrencevilkår og dermed successionsmønstre i vegetationen (Tybirk et al. 1995).

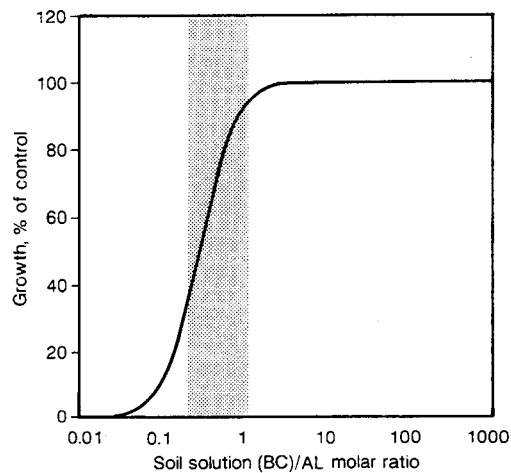
BC/Al-kriteriet

Der er udført en lang række laboratorieforsøg og feltundersøgelser for at finde et simpelt kriterium, der kan sammenkæde jordbundskemi med økosystemfunktion (Figur 2.4). Det i dag mest anvendte kriterium er forholdet i jordvæsken mellem en eller flere af basekationerne og aluminium. Sverdrup og Warfvinge har præsenteret en omfattende sammenstilling af disse undersøgelser med henblik på at fastsætte kriterieværdier (Sverdrup & Warfvinge, 1993). De fundne sammenhænge virker ret pålidelige, men det

skal understreges, at de fleste data stammer fra laboratorieforsøg eller kontrollerede eksperimenter.

Figur 2.4. Eksempel på mulig skadeskurve for f.eks en træart, hvor jordvædskens BC/Al forhold er relateret til stammevækst. Kriterieværdien fastsættes ud fra dette (gentegnet efter Sverdrup & Warfvinge 1993).

Possible curve of damage for a tree species in relation to soil BC/Al-ratio.



Skovdød

Generelt fører en forøget påvirkning af luftforurening sjældent i sig selv til skovdød. Påvirkningen vil imidlertid kunne svække planterne, så der opstår en større følsomhed for insektangreb, klimaekstremer og andre former for stress. Ved større påvirkninger vil der også kunne iagttages en reduktion i tilvækst og produktion. Tilsammen kan disse faktorer føre til egentlig skovdød, hvor store områder af skov dør. De ekstreme tilfælde af skovdød, der har kunnet iagttages i Tjekkiet og i dele af Sydtyskland har imidlertid ikke kunnet iagttages i Danmark (SNS, 1993).

Ved den årlige vurdering af skovenes sundhedstilstand i Danmark i 1994 fandt man at 36% af rødgranerne, 53% af sitkagranerne, 25% af bøgene og 77% af egene på de observerede lokaliteter var skadede. Udviklingen i nåletab for rødgran og sitka var blevet forværret siden 1989 og udviklingen for egen har tilsvarende vist større bladtav over årene, specielt i 1993 og 1994. Udviklingen på europæisk plan viste, at skader på skovene i form af nåle-/bladtav fortsætter og der generelt er sket en forringelse af skovenes sundhedstilstand som helhed over en længere periode (SNS 1995).

Om årsagerne til skovskaderne skriver forskerholdet, der gennemførte skovevalueringen, at undersøgelser peger på salt, overforsyning med kvælstof samt ozon har været de udløsende faktorer for de "røde rødgraner" (SNS 1993). Det refereres, at undersøgelser leder til en hypotese om, at næringsstofubalancer (kalium- og muligvis kobbermangel i relation til overskud af kvælstof) samt tidligere tørkesvækkelser kan være prædisponerende faktorer, og at direkte udtørringsskader kan være udløsende faktor. De milde vintre kan have virket forstærkende på processen. Problemet omkring de røde rødgraner menes mere at være et økologisk problem end et sygdomsproblem. Det er især knyttet til lokaliteter, hvor rødgran ud fra et økologisk synspunkt ikke er tilpasset. Den manglende økologiske tilpasning til klima og jordbund er så yderligere blevet forstærket gennem en luftforureningsbetinget næringsstofubalance specielt på næringsfattige lokaliteter.

Der er ikke på tilsvarende måde i overvågningssammenhæng foretaget sammenkædninger mellem niveauet af luftforurening og konstaterede effekter for andre træarter eller vegetationstyper i Danmark. Det specielle problem ved vurdering af luftforurenings-effekter i Danmark er, at en stor del af skovene består af provenienser, der ikke er hjemmehørende, og hvor der ofte ikke er erfaringer fra flere rotationsperioder at bygge på.

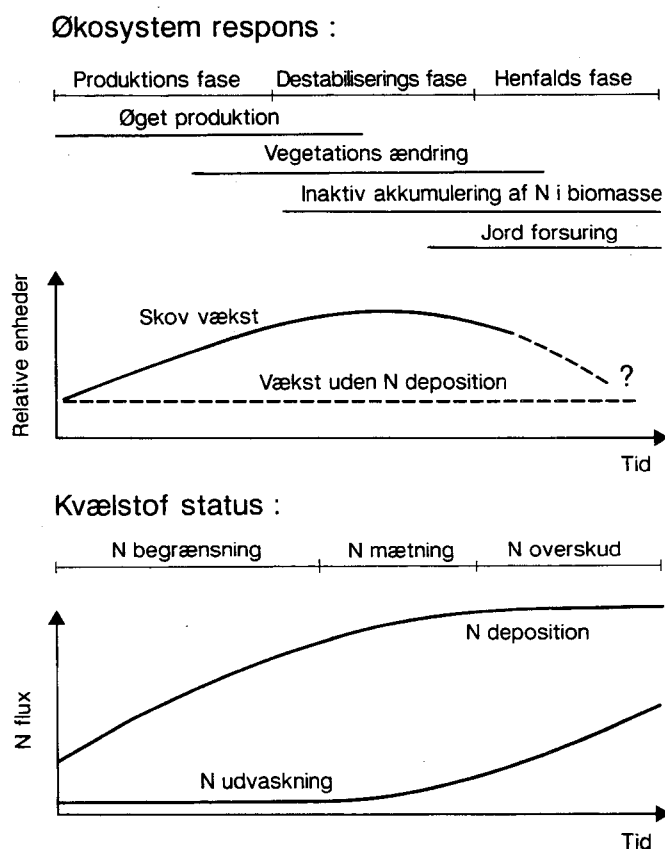
2.3 N-eutrofiering

Effekterne af kvælstof er som nævnt ikke kun forsurening, idet overskud af kvælstof i sig selv kan være skadelig (Gundersen, 1992). De fleste skove i det tempererede klimaområde er ved naturlige depositionsniveauer begrænsede af kvælstof. En forøget deposition af kvælstof vil derfor i første omgang give en forøget produktion. Denne fase kaldes produktionsfasen. Forøges depositionen af kvælstof yderligere, vil tilvæksten ikke øges, men der vil ske en begyndende udvaskning af nitrat. Denne fase kaldes destabiliseringsfasen. Udvasningen af nitrat fører til forurening af jorden og dermed tab af basekationer og en forøget koncentration af aluminium. Fastholdes depositionen på det forhøjede niveau, vil der derfor ske en accelererende ødelæggelse af vegetationen med følgende stadig større udvaskninger af nitrat og i ekstreme tilfælde ammonium. Denne fase kaldes nedgangsfasen (Figur 2.5).

Det er værd at bemærke, at der allerede fra et tidligt tidspunkt med begrænsede depositioner af kvælstof kan forventes en ændring af underskovsvegetationen mod mere nitrofile arter (Tybirk *et al.* 1995).

Figur 2.5. Mulige effekter af et skovøkosystem på en forhøjet deposition af kvælstof (Gundersen, 1992).

Hypothetical response to increased nitrogen deposition of a forest ecosystem.



En undersøgelse af danske hedeskove har vist et stadigt faldende kaliumindhold i jorden siden 1950'erne. Dette har medført, at kvælstof siden slutningen af 1970'erne ikke har været det begrænsende næringsstof (Lundberg & Raunsbæk, 1992).

Funktion og struktur

Følsomheden af en given vegetation over for kvælstofdepositioner kan følgelig anskues ud fra to synsvinkler, en funktionel og en strukturel, idet der kan forventes strukturelle ændringer af økosystemet, dvs. vegetationsændringer, ved lavere depositions niveauer end der skal til for at true økosystemets funktion, dvs. tilvæksten af skoven. På UN-ECE workshoppen i Lökeberg, hvor der blev udarbejdet kriterier og anbefalinger for kortlægning af tålegrænser for kvælstof, blev det anbefalet at anvende forskellige kriterier afhængig af arten af skov (Grennfelt & Thörnelöf, 1992):

Skovsystem	Kriterier
Plantager, kort rotation	Funktion
Skov med flere anvendelser, lang rotation	Funktion, struktur
Naturskov, ingen skovning	Struktur

Det blev endvidere anbefalet at anvende en massebalanceberegning for N til fastsættelse af tålegrænsen ud fra et funktionelt kriterium for produktionsskove. Den acceptable udvaskning blev i det tempererede klimabælte foreslået at ligge på 2-4 kg/ha for nåleskov og 4-5 kg/ha for løvskov.

Massebalancen for N

Hvis der anvendes en massebalancemetode til fastlæggelse af et udvaskningskriterium, må immobilisering af N i jorden, dvs. opbygning af humuspuljen, fiksering af N af planter og svampe og tab af N ved denitrifikation også tages i betragtning. Det kan være vanskeligt at fastsætte størrelsen af disse processer, dels fordi der endnu mangler en del forskning på området, dels fordi denitrifikationsprocessen og til dels også N-fikseringsprocessen er afhængig af jordbundens pH og vandindhold, tilgængeligheden af kvælstof og andre faktorer relateret til økosystemets funktion. Optaget af kvælstof er heller ikke konstant, men øges til en vis grad i takt med tilførslerne som illustreret på Figur 2.6. Faldet i optag i nedgangsfasen skyldes dels et fald i tilgængelighed af andre næringsstoffer, der så bliver begrænsende for væksten, dels ødelæggelse af rødder og skader som følge af insektangreb, frost m.m.

3 Kortlægningsprincipper

3.1 Krav til kortlægningen

Kortlægningsmanualen

Tålegrænsekortlægningen omfatter dels kort til nationalt brug, dels bidrag til den europæiske kortlægning under konventionen om langtrækkende, grænseoverskridende luftforurening. Kravene til bidrag til den europæiske kortlægning er beskrevet i "Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads and Geographical Areas where they are exceeded" (UBA, 1993). Manualen skelner mellem primære kort, der er bidrag til den europæiske kortlægning, og sekundære kort, der er udarbejdet til nationalt brug eller som baggrund for de primære kort. Primære kort bruges til scenarieanalyser i forbindelse med forhandlingerne om nye protokoller under konventionen.

Der er vedtaget et spektrum af økosystemtyper, beregningsmetoder og metoder til aggregering af data til kort, der kan bruges afhængigt af de nationale forhold. De kortlagte receptorer kan f.eks. være vegetation, jordbund, grundvand, søer eller vandløb ved kortlægning af tålegrænsen for forsurening. Ved kortlægning af tålegrænsen for N som næringsstof kan receptoren være et helt, funktionelt sammenhængende økosystem. Den nationale kortlægning kan omfatte en eller flere receptorer.

Under kortlægningen inddeles kortet i celler i et kvadratnet. Tålegrænsen for en celle i et kvadratnet kan beregnes ved at sammenlægge de beregnede værdier for punkter eller områder i cellen efter areal eller antal, eller værdien kan bestemmes af det mest følsomme system eller af en percentilværdi. Der kan anvendes vægtfaktorer, således at værdifulde økosystemer gives en større vægt.

Valgmuligheder

Det er op til de nationale fokuscentre i de enkelte lande at afgøre, hvilke af de anbefalede økosystemtyper, beregningsmetoder og metoder til aggregering af data, der skal anvendes i den nationale kortlægning.

Følgende kort skal udarbejdes (UBA, 1993):

A. Primary Maps (National contributions to scenarios under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution)

1. Receptor Maps:

Receptors	{	Soils
		Vegetation
		Surface Waters (lakes and streams)

2. Critical Load Maps:

Acidity	{	Forest Soil Groundwater Surface Waters
Nitrogen	{	Natural Vegetation Managed Forests Surface Waters Groundwater

3. Deposition Maps:

- EMEP maps
- Deposition Modified (according to forest type and open land)

4. Critical Load exceedance maps:

Acidity	{	Forest Soil Groundwater Surface Waters
Nitrogen	{	Natural Vegetation Managed Forest Surface Waters Groundwater

B. Secondary maps (Nations' own purposes, not for scenarios under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution)

- Background maps (for preparing primary maps)
- Functional Subregion maps

I den nyeste version af "Guidelines for the Computation and Mapping of Critical Loads and Exceedances of Sulphur and Nitrogen in Europe" defineres den kritiske deposition af kvælstof og svovl (Posch *et al.*, 1993). Disse værdier bruges som baggrund for kort over overskridelser af tålegrænserne. Den samlede mængde nationale kort omfatter dermed receptorkort, tålegrænsekort for forurening og N som næringsstof, depositions kort, kort for overskridelser af tålegrænsen og kritiske depositions kort.

Opløsningen af de producerede kort kan vælges som en underinddeling af EMEP-nettet, der er et kvadratnet med en cellestørrelse på 150 x 150 km, eller med kortkoordinater i længde-/breddegrader og en opløsning bedre end 1 x 0.5 grad.

3.2 Arbejdsgang ved beregning af tålegrænser

Arbejdsgangen ved beregninger af tålegrænser omfatter syv trin:

- 1) Valg af receptor-type(r)
- 2) Fastlæggelse af kemisk grænseværdi

- 3) Valg af beregningsmetode (model)
- 4) Bestemmelse af udbredelsen af receptor(er)
- 5) Indsamling af input-data
- 6) Beregning af tålegrænser
- 7) Udarbejdelse af kort

De forskellige trin omfatter:

<i>Valg af receptor(er)</i>	En receptor defineres som et økosystem, der ønskes beskyttet, og som potentielt kan påvirkes af luftforurening. I Danmark forventes de mest følsomme systemer at være heder, højmoser, andre eutrofieringsfølsomme terrestriske økosystemer samt næringsfattige søer. Der kan dog også forventes problemer med forsurening og næringsstofftab i skovjorder.
<i>Fastlæggelse af kemisk grænseværdi</i>	En kemisk grænseværdi fastsættes på basis af sammenhængen mellem den kemiske sammensætning af jordvand, grundvand eller overfladevand og en biologisk indikatororganisme eller -population. I skovsystemer har der typisk været fokuseret på trærs sundhed, medens fiskesundhed har haft den største interesse i ferskvandssystemer.
<i>Valg af beregningsmetode</i>	Der skelnes mellem empiriske grænseværdier, ligevægtsmodeller og dynamiske modeller (niveau 0-, 1- og 2- beregning).
<i>Bestemmelse af udbredelsen af receptorer</i>	Udbredelsen af receptorer bestemmes ved en kombination af tilgængelige kortdata, f.eks. landcoverkort, produktionskort for skove og jordbundskort. Der anvendes et kvadratnet med en passende opløsning, f.eks. 1 x 1 km.
<i>Indsamling af input-data</i>	For hver receptor i hver celle i kvadratnettet indsamles nødvendige input-data til beregningen. Dette omfatter depositionsdata, hydrologiske data, vegetations- og jordbundsdata.
<i>Beregning af tålegrænser</i>	Tålegrænsen beregnes med en anerkendt metode og der beregnes kritiske depositions værdier og overskridelser af tålegrænsen.
<i>Udarbejdelse af kort</i>	Der udarbejdes kort, der præsenterer beregningsresultaterne på en sammenlignelig måde. Valget af opløsning er som nævnt frit og givet af opløsningen af de tilgængelige data, men der er regler for anvendelse af kartografisk legende, farver m.m.

3.3 Fastlæggelse af kemisk kriterium

Effekten af en forøget deposition af S og N kan være forsurening og eutrofiering af de påvirkede økosystemer. Eutrofiering kan forårsage ændringer i artssammensætning og diversitet af de påvirkede terrestriske- og ferskvandssystemer. På lang sigt kan eutrofiering med N endvidere forårsage en forøget udvaskning af NO_3 og dermed tab af basekationer fra jorden og en begrænsning af den mulige planteproduktion. En forøget koncentration af NO_3^- i grundvandet kan endvidere være sundhedsskadelig, hvis grundvandet indvindes til drikkevand.

Effekterne af forsurening er dels en reduktion i pH af jordvand og deraf følgende tab af næringsstoffer, der i sig selv kan skade økosystemerne, dels en forøget frigivelse af aluminium. Aluminium kan virke toksisk på planterødder og på fisk, når aluminiumholdigt grundvand tilføres vandløb og søer. Forsuring af jorden kan endvidere medføre immobilisering eller tab af fosfor og andre basekationer fra jorden eller en øget effekt af Fe-buffer-systemet, og dermed en mindre tilgængelighed af fosfor. Dette er især et problem i de norske og svenske søer (*Monitor 12, 1991*).

For en del økosystemer som skove, permanente græsarealer og ferskvandssystemer i afstrømningsområder domineret af skov eksisterer der i dag en tilstrækkelig viden om sammenhængene mellem (jord)vandkemi og systemernes tilstand til, at en tålegrænse kan fastsættes på baggrund af et kemisk kriterium.

Aluminium koncentrationen

Der kan fastsættes grænseværdier for aluminiumkoncentrationer i ferskvand og grundvand på baggrund af krav til drikkevand og den toksiske effekt på fisk (*de Vries, 1991; Hultberg, 1988*). For skove er det vanskeligere at sætte en fast grænseværdi. Der er udført en række eksperimenter, hvor følsomheden af forskellige træsorter for aluminium er undersøgt i laboratoriet. Der er stor forskel på følsomheden for forskellige træsorter; Rødgran er meget følsom. Douglas gran, lærk og bøg er mindre følsomme, og eg og birk er forholdsvis ufølsomme. Det har imidlertid været vanskeligt at eftervise de fundne værdier i feltstudier (*de Vries, 1991, Sverdrup & Warfvinge, 1993*).

Ca/Al-forholdet

Et Ca/Al-forhold på 1 har ved hidtidige beregninger af tålegrænser været det mest anvendte kriterium. Valget af Ca/Al-forholdet som kriterium og fastsættelsen af grænseværdien til 1 understøttes af en lang række felt- og laboratorieundersøgelser (*Ulrich & Matzner, 1983; Roeloeff et al., 1985*). I en oversigt over tilgængelige undersøgelser foreslår Sverdrup og Warfvinge en differentieret brug af forskellige Ca + Mg/Al-forhold for forskellige vegetationstyper (*Sverdrup & Warfvinge, 1993*).

Grundlaget for anvendelse af Ca/Al-forholdet som kemisk kriterium er, at det bliver stadigt vanskeligere for planterødderne at optage basekationer, når forholdet mellem basekationer og H^+ og Al^{3+} falder som følge af forsurening af jorden. Påvirkningsmekanismerne er:

- Optaget af Ca og Mg er proportional med den mængde Ca og Mg, der adsorberes til den aktive overflade af planterødderne. Aluminium forstyrrer optaget ved at adsorberes til planterødderne og dermed optage plads fra Ca og Mg
- Koncentrationen ved rodoverfladen er kontrolleret af en adsorptionsmekanisme svarende til ionbytning mellem Al^{3+} , Ca^{2+} , Mg^{2+} og H^+

pH

I grundvand har en pH-værdi på 6 været anvendt (*Sverdrup et al., 1990*). I søer og vandløb har 5.5 været anvendt som en sikker pH-

værdi for at undgå fiskedød (Hultberg, 1988). Anvendes gibbsit-ligevægtsligningen, kan pH relateres til kriteriet for Al-koncentration i skovjord.

$$1. \text{pH} = \log K\text{Al}_{\text{ox}} - \log [\text{Al}_i]$$

$K\text{Al}_{\text{ox}}$: opløsningskonstanten for Al-hydroxid
 $((\text{mol l}^{-1})^{-2})$

$[\text{Al}_i]$: koncentrationen af uorganisk aluminium
 (mol l^{-1})

I forsurede jorder findes gibbsit normalt ikke, men feltstudier har vist, at opløsningskonstanten for gibbsit kan anvendes som en rimelig model til forudsigelse af tilgængeligheden af aluminium (de Vries, 1991). Modellens anvendelighed for danske jorder er dog ikke tilstrækkeligt eftervist.

Alkalinitet

Koncentrationen af alkalinitet i skovjord kan defineres som

$$2. [\text{Alk}] = [\text{HCO}_3] + [\text{RCOO}] - [\text{H}] - [\text{Al}]$$

$[\text{RCOO}]$ = koncentrationen af organiske anioner
 $[\text{Al}]$ = den totale koncentration af aluminium

I sure skovjorder er $[\text{HCO}_3]$ negligeabel. Da det kun er uorganisk aluminium, der er toksisk for planterødder, og RCOO kan antages at være i balance med det organisk bundne aluminium, kan alkalinitetskriteriet for skovjord formuleres (de Vries, 1991)

$$3. [\text{Alk}]_{(\text{crit})} = -[\text{H}]_{(\text{crit})} - [\text{Al}_i]_{(\text{crit})}$$

$[\text{Al}_i]$ = koncentrationen af uorganisk aluminium

Et alkalinitetskriterium kan dermed fastsættes ud fra kriterierne for aluminiumkoncentration og pH.

For grundvand og overfladevand kan tilgængeligheden af HCO_3^- fastsættes ud fra ligevægten mellem brintionkoncentrationen (pH), det partiale CO_2 tryk (pCO_2) og HCO_3^- :

$$4. [\text{HCO}_3] = K\text{CO}_2 \cdot \text{pCO}_2 / [\text{H}]$$

pCO_2 = det partiale CO_2 tryk i jorden (bar)
 $K\text{CO}_2$ = konstant

Nitratkoncentration

En grænseværdi for nitrat kan fastsættes ud fra flere kriterier. For grundvand, der bruges til drikkevand, er grænseværdien 50 mg/l eller 0.8 mol m^{-3} . Der kan dog anvendes en lavere værdi som målsætning. I ferskvandssystemer er det oftest P, der er det begrænsende næringsstof, og udvaskningen af N er dermed mindre kritisk. I Danmark er landbruget endvidere dominerende som kilde til kvælstofudledningen.

Et forøget indhold af nitrat i jordvæsken kan forårsage et forøget N-optag og dermed øgede koncentrationer i løv og nåle. Dette øger skovens følsomhed for frostskaer (Aronsson, 1980). Et skift i

sammensætningen af vegetationen i underskoven mod mere nitrofile arter, der indtræder allerede ved forholdsvis lave koncentrationer af nitrat kan være af større betydning (Kellner & Redbo-Torstensson, 1995). For andre naturarealer end skove vil eutrofiering med N være det største problem ved luftforureningen (Tybirk *et al.*, 1995). Der har dog ikke på europæisk skala været data til fastsættelse af grænseværdier for nitratkoncentrationen. Grænseværdierne er i stedet fastsat for depositionsniveauer ud fra observerede sammenhænge mellem depositionsniveauer og artssammensætning (UBA, 1993).

Ammonium/Kalium-forholdet

En ubalance i forholdet mellem NH_4^+ og $\text{K}^+ + \text{Mg}^{2+}$ forårsaget af forhøjede NH_4^+ -koncentrationer som følge af deposition af NO_3^- og NH_4^+ kan dels skade væksten af ectomycorrhiza, der spiller en væsentlig rolle for træoptag af N og P, dels hæmme optaget af K^+ og Mg^{2+} , så der opstår mangelsymptomer som gule nåle.

Opsummering

Et overblik over de forskellige kriterier for skovjord, overfladevand og grundvand er givet i Tabel 3.1 (de Vries, 1991, Hetteling *et al.*, 1991)

Tabel 3.1. Kemiske kriterier for fastsættelse af tålegrænsen.

Chemical criterias for setting critical loads.

Criteria	Unit	Forest soil	Ground water	Surface water
[Al]	mol m^{-3}	0.2	0.02	0.003
$\text{Al}^{3+}/\text{Ca}^{2+}$	mol mol^{-1}	1.5	-	-
pH	-	4.0 ¹	6.0	(5.3, 6.0)
[Alk]	mol m^{-3}	-0.3 ¹	0.14	(0.02, 0.08) ²
NO_3^-	mol m^{-3}	0.10	0.8	-
NH_4^+/K^+	mol mol^{-1}	5	-	-

¹ under antagelse af $\log K_{\text{gibb}} = 8.0$ og $[\text{Al}] = 0.2$

² til beregning af tålegrænsen bruges 0.02

ikke medtaget i (Hetteling *et al.* 1991).

Da tabet af alkalinitet i skovjord kan være negativ, vil vandet normalt være grænsesættende i skov-afstrømningsområder, medmindre den syreneutraliserende kapacitet er meget større i overflade- og grundvand end i rodzonen.

Det mest udbredte kriterium for skovjord er Al/Ca-forholdet. Dette kriterium anvendes derfor for skovjord i de danske beregninger, idet der ikke er tilstrækkelige danske undersøgelser, der sammenkæder skovskade og kemiske grænseværdier, til at vælge et andet kriterium.

3.4 Beregningsmetoder

De anbefalede metoder til beregning af tålegrænser kan inddeles i metoder på tre niveauer:

Niveau 0: Ekspertvurdering af empiriske data for eutrofiering:

- Vegetationsændringer
- Ændringer i skovsundhed
- Ændringer i jordbundsfauna

Niveau 1: Modelberegning af eutrofiering og forsurening:

- Input-/output-modeller
- Massebalancemodeller

Niveau 2: Dynamiske modeller

Niveau 0-beregning

For forskellige naturtyper som skov, heder, moser og permanente græsarealer, er der internationalt fastsat empiriske værdier for intervaller af kemiske koncentrationer, der fører til vegetationsændringer (UBA, 1993). Disse værdier er fundet på baggrund af data fra undersøgelsesområder, der dækker en gradient i deposition, fra laboratorieeksperimenter og/eller modelberegninger. Værdierne er dermed ikke specifikke for den enkelte naturtype i hele dens udbredelsesområde (f.eks. kan tålegrænsen for kvælstof på heder være forskellig i Holland og Danmark), og niveau 0-vurderinger bruges derfor kun, hvor andre metoder ikke er tilgængelige. Hvis der findes nationale undersøgelser, der kan retfærdiggøre det, kan der anvendes værdier, der ligger uden for de i kortlægningsmanualen fastsatte intervaller.

Niveau 1- og 2-beregning

Ved niveau 1-beregning regnes der på en statisk ligevægt af systemet, hvor kun sluttilstanden ved et givent depositionsniveau betragtes. Der findes tre almindeligt brugte niveau 1-modeller, der kan beregnes i hånden: Steady state massebalance metoden (SSMB), Steady state vandkemimetoden (SSWC) og første ordens syre- balancemodellen (FAB) (UBA, 1993). Derudover findes der en række computermodeller, der i større eller mindre udstrækning baserer sig på SSMB, som f.eks. den hollandske MACAL og den svenske PROFILE-model (UBA, 1993). SSWC- og FAB-metoden kræver data fra en sø eller et vandløb i et upåvirket afstrømningsområde; men da der er ganske få afstrømningsområder i Danmark, der ikke er påvirkede af landbrug eller spildevand, er det kun SSMB og de afledte computermodeller, der er relevante for de danske beregninger.

Ved niveau 2-beregning beregnes systemets tilstand til alle tidspunkter mellem grundtilstanden og en sluttilstand, hvor systemet er i ligevægt. Niveau 2-beregning kræver en meget stor data-mængde til opsætning og validering af modeller. Metoden er dermed ikke særlig anvendelig til landsdækkende beregninger.

Steady state massebalancemodellen

Steady state massebalancemodellen kan bruges til at beregne tålegrænser for jord, grundvand, søer og vandløb på basis af acceptable værdier for pH, Al-koncentration, Ca/Al ratio eller alkalinitet. I det følgende gives en kort udledning af modellen for skovjord.

I SSMB-modellen beregnes fluxen af elementer ind og ud af et afgrænset system ved ligevægt. Som regel behandles jordbunden med denne model som ét lag med en tykkelse svarende til en

roddybde på 30-50 cm for skov, hvori størsteparten af optaget finder sted. De kritiske værdier gælder da for de elementer, der forlader rodzonen og dermed forsvinder ud af systemet.

Ved ligevægt skal der være en konstant pulje af frie basekationer i jorden:

$$5. \quad BC_t = BC_{dep} + BC_w - BC_u$$

t = udvaskning

dep = total deposition (våd+tør)

w = produktion ved mineralforvitring

u = optag

Optaget af basekationer er den nettomængde, der fjernes pr. år med træ, der skoves. Da beregningen foretages for en ligevægtssituation, indgår omsætningen af blade og grene, der efterlades i skoven, ikke.

Ladningsbalancen af ioner, der forlader rodzonen, giver

$$6. \quad H_t + A_t + BC_t + NH_{4t} = SO_{4t} + NO_{3t} + Cl_t + HCO_{3t} + RCOO_t$$

Koncentrationerne af OH og CO₃ kan antages tæt på nul. Ved at kombinere ligning 5 og 6 og samle udvaskningen af alkalinitet i et led, ANC_t, fås:

$$7. \quad SO_{4t} + NO_{3t} = BC_{dep} + BC_w - BC_u + NH_{4t} - Cl_t - ANC_t$$

$$ANC_t = HCO_{3t} + RCOO_t - H_t - Al_t$$

Da Cl virker som tracer, vil $Cl_t = Cl_{dep}$. For at forenkle beregningerne indfører notationen BC_{dep}^* for den deposition af basekationer, der ikke balanceres af Cl_{dep} , dvs. depositionen fra ikke-marine kilder. Cl kan derefter udelades fra ligningerne. Normalt kan NH_{4t} også udelades for skovjord fordi NH_4 hurtigt optages eller nitrificeres.

$$8. \quad SO_{4t} + NO_{3t} = BC_{dep}^* + BC_w - BC_u - ANC_t$$

Der kan foretages en sammenkædning af udvaskning og deposition for S og N ved opstilling af massebalancer. For svovl gælder imidlertid, at nettobalancen over længere tid vil balancere, så $S_{dep} = SO_{4t}$. For kvælstof er massebalancen

$$9. \quad N_t = N_{dep} + N_{fi} - N_u - N_{de} - N_{im} - N_{ad}$$

de = denitrifikation

im = immobilisering

ad = adsorption

fi = fiksering

Normalt kan det antages at $N_t = NO_{3t}$. I organiske jorder kan en stor del af udvaskningen dog være i form af organiske forbindelser. SSMB-modellen virker mindre godt for disse jorder.

N-fiksering og denitrifikation antages normalt at være negligabel i skove eller at udbalancere hinanden (*de Vries, 1991*). Adsorption kan endvidere negligeres, da der antages en næsten fuldstændig nitrificering. Ligning 8 og 9 kan følgelig forsimples til

$$10. \text{NO}_{3t} = \text{N}_{\text{dep}} - \text{N}_u - \text{N}_{\text{im}}$$

$$11. \text{S}_{\text{dep}} + \text{N}_{\text{dep}} = \text{BC}_d^* + \text{BC}_w - \text{BC}_u + \text{N}_u + \text{N}_{\text{de}} + \text{N}_{\text{im}} - \text{ANC}_t$$

Fastsættelse af tålegrænse for forsurening

Tålegrænsen for kvælstof og svovl kan fastsættes ved at sætte en grænse for immobilisering af kvælstof og udvaskning af syre-neutraliserende kapacitet (ANC):

$$12. \text{CL} (\text{S}_{\text{dep}} + \text{N}_{\text{dep}}) = \text{BC}_{\text{dep}}^* + \text{BC}_w - \text{BC}_u + \text{N}_u + \text{N}_{\text{im(crit)}} - \text{ANC}_{t(\text{crit})}$$

Immobiliseringsraten for N ved tålegrænsen ligger på 2 - 5 kg/ha (*Hetteling et al., 1991*). For områder, der var dækket af is under sidste istid, kan størrelsen findes som det gennemsnitlige N-indhold i humus divideret med tiden fra sidste istid. Da tidsperioden for tålegrænseberegningerne normalt sættes til to rotationsperioder for skov, og der i nogle lande er observeret væsentlig højere immobiliseringsrater, kan der efter en national vurdering anvendes en højere rate. Den kritiske værdi for ANC_t kan relateres til et kemisk kriterium, f.eks. Ca/Al-forholdet eller en kritisk værdi for koncentrationen af aluminium og brintioner. Det almindeligt brugte Ca/Al-kriterium giver:

$$13. \text{Al}_{t(\text{crit})} = \text{R}(\text{Al}/\text{Ca})_{\text{crit}} (\text{Ca}_{\text{dep}} + \text{Ca}_w - \text{Ca}_u)$$

$$\text{R}(\text{Al}/\text{Ca})_{\text{crit}} = \text{kritisk aluminium/calcium-forhold}$$

Tålegrænsen for potentiel forsurening

Defineres den totale deposition af potentielt forsurende elementer som summen af svovl- og kvælstofdepositioner ($\text{S}_{\text{dep}} + \text{N}_{\text{dep}}$) minus den totale deposition af basekationer, der ikke balanceres af chloridioner, bliver tålegrænsen for potentielt forsurende elementer.

$$14. \text{CL(P)} = \text{Cl}(\text{SO}_{4\text{dep}}^* + \text{NO}_{3\text{dep}} + \text{NH}_{4\text{dep}} - \text{BC}_{\text{dep}}^*) \\ = \text{BC}_w - \text{BC}_u + \text{N}_u + \text{N}_{\text{im(crit)}} - \text{ANC}_{t(\text{crit})}$$

Tålegrænsen for faktisk forsurening

Til brug for kortlægningen af tålegrænser er der defineret en tålegrænse for faktisk forsurening (*Downing et al., 1993*)

$$15. \text{CL(A)} = \text{ANC}_w - \text{ANC}_{t(\text{crit})}; \quad \text{ANC}_w = \text{BC}_w$$

Overskridelser af tålegrænsen

Formålet med denne definition er at øge sammenligneligheden af de europæiske kort, idet størrelser, der afhænger af produktionen og dermed af depositionen af næringsstoffer, holdes uden for tålegrænsekortene. Med definitionen af CL(A) kan overskridelsen af CL(A) skrives:

$$16. \text{EX(A)} = \text{S}_{\text{dep}} + \text{N}_{\text{dep}} - \text{BC}_{\text{dep}}^* + \text{BC}_u - \text{N}_{u(\text{crit})} - \text{N}_{i(\text{crit})} - \text{CL(A)}$$

*Adskillelse af bidrag fra
S og N*

Der kan defineres tålegrænser for svovl og kvælstof individuelt ved at bruge forholdet mellem den forsurende virkning af kvælstof og svovl ved det aktuelle depositionsniveau. Den del af forsuren, der skyldes svovl, kaldes svovlfractionen, S_f :

$$17. S_f = \begin{cases} \frac{S_{dep}}{S_{dep} + N_{dep} - N_u - N_i}, & N_{dep} > N_u + N_i \\ 0 & , \text{ellers} \end{cases}$$

$$18. CL(S) = S_f \cdot CL(A)$$

$$19. CL(N) = (1 - S_f) \cdot CL(A) + N_u + N_i$$

Med denne definition kan de individuelle overskridelser af tålegrænsen for S og N-forsuring beregnes:

$$20. EX(S) = S_{dep} + S_f (BC_u - BC_{dep}) - CL(S)$$

$$21. EX(N) = N_{dep} + (1 - S_f) \cdot (BC_u - BC_{dep}) - CL(N)$$

*Den kritiske deposition
af S og N*

Definitionerne af $CL(S)$ og $CL(N)$ og $EX(S)$ og $EX(N)$ har den svaghed, at der ikke er nogen direkte sammenhæng mellem tålegrænseskort, depositions-kort og kort over overskridelser af tålegrænsen. Dette har skabt en del forvirring, specielt ved brug af kortene i det politiske system. For at løse dette problem er der defineret en kritisk deposition af S og N:

$$22. CD(S) = S_f \cdot (CL(A) + BC_{dep} - BC_u)$$

$$23. CD(N) = (1 - S_f) \cdot (CL(A) + BC_{dep} - BC_u) + N_{u(crit)} + N_{i(crit)}$$

Overskridelser af de kritiske depositioner er givet ved:

$$24. EX(S) = S_{dep} - CD(S)$$

$$25. EX(N) = N_{dep} - CD(N)$$

Kort over kritiske depositioner kan dermed direkte sammenholdes med depositions-kort og -scenarier. Sammenhængen mellem S_{dep} , N_{dep} og overskridelser af tålegrænsen for forsuren kan udledes af ligning 12. Den minimale værdi for $CL(N)$ udgør:

$$26. CL_{min}(N) = N_{u(crit)} + N_{i(crit)}$$

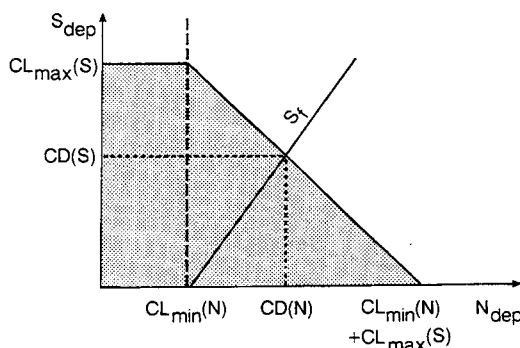
Den maksimale værdi af tålegrænsen for S og N kan findes ved at sætte depositionen af henholdsvis S og N til 0 i ligning 16 og løse $EX(A) = 0$:

$$27. CL_{max}(S) = CL(A) + BC_{dep} - BC_u$$

$$28. CL_{max}(N) = CL(A) + BC_{dep} - BC_u + N_{u(crit)} + N_{i(crit)} \\ = CL_{max}(S) + CL_{min}(N)$$

Figur 3.1 Sammenhængen mellem S_{dep} , N_{dep} og overskridelser af tålegrænsen for forsurening. Det grå område dækker de kombinationer af S_{dep} og N_{dep} , hvor $EX(A)=0$.

Relationship between S_{dep} , N_{dep} and exceedances of critical loads for acidity.



3.5 Tålegrænsen for N-eutrofiering

Kemisk kriterium

Ud over den forsurende effekt virker kvælstof eutrofierende i en række økosystemer da forhøjede koncentrationer i jordvæsken kan føre til vegetationsændringer, medens forhøjede koncentrationer i afstrømningsvandet kan true grundvandet eller eutrofiere søer og vandløb. Tålegrænsen for N-eutrofiering kan også beregnes ud fra en steady state massebalancemodell, idet der kan fastsættes en grænse for den acceptable udvaskning af N.

Grænsen for N-udvaskning kan også fastsættes ud fra et krav om stabilitet af økosystemet, idet der ved udvaskning af NO_3^- også fjernes basekationer fra systemet. Hvis denne udvaskning er større end produktionen og tilførslen af basekationer, vil der opstå en næringsstofubalance eller næringsmangel, der kan skade systemet.

Massebalancen for N er:

$$29. N_{dep} = N_u + N_i + N_\ell + N_{de}$$

ℓ = udvaskning
de = denitrifiaktion

Tålegrænsen for N-eutrofiering kan skrives:

$$30. CL_{nut}(N) = N_{u(crit)} + N_{i(crit)} + N_{\ell(crit)} + N_{de}$$

$CL_{nut}(N)$ = tålegrænsen for N-eutrofiering

Optag af N

Optaget af N kan fastsættes ud fra princippet om det begrænsende næringsstof, hvor væksten begrænses af det næringsstof (N, P, Ca, Mg, K) der er forholdsvis mindst af i forhold til vegetationens behov. Dette kan udtrykkes som:

$$31. N_{u(crit)} = \min \left\{ \frac{Ca_{u(crit)}}{X_{Ca:N}}, \frac{Mg_{u(crit)}}{X_{Mg:N}}, \frac{K_{u(crit)}}{X_{K:N}}, \frac{P_{u(crit)}}{X_{P:N}} \right\}$$

Hvor $X_{x:N}$ er forholdet mellem optaget af næringsstof X og optaget af N. Massebalancen for hver af næringsstofferne P, Ca, Mg og K kan skrives:

$$32. \quad X_{u(crit)} = X_{dep} + X_w - Q \cdot [X]_{crit}$$

$X_{u(crit)}$ = kritisk optag af hvert af elementerne X, (X = P, Ca, Mg, K)
 X_{dep} = atmosfærisk deposition af X
 X_w = produktion ved mineralforvitring
 Q = afstrømning fra bunden af rodzoner
 $[X]_{crit}$ = den mindste koncentration af X, der kan optages af vegetationen

Immobilisering af N

Den langsigtede naturlige immobilisering ligger i størrelsesordenen 2 til 5 kg ha⁻¹år⁻¹ for de fleste økosystemer (Downing et al. 1993). Der kan eksperimentelt findes væsentligt større immobiliseringsrater i økosystemer i dag, men dette skyldes forsuring og forøget vækst pga. forhøjet kvælstoftilførsel.

Denitrifikation

Denitrifikationen er den størrelse i N-massebalancen, der er vanskeligst at fastlægge. Der anvendes i dag to metoder til fastsættelse af denitrifikationen for mineraljorder. Den første anvender en kinetisk ligning, medens den anden anvender en konstant denitrifikationsfraktion. I begge tilfælde afhænger denitrifikationen af depositionen. Sverdrup og Ineson har foreslået en kinetisk ligning baseret på en Michaelis-Menten reaktionsmekanisme (Sverdrup & Ineson, 1993):

$$33. \quad N_{de} = \begin{cases} \frac{k \times (N_{dep} - N_u - N_i)}{K + (N_{dep} - N_u - N_i)}, & N_{dep} > N_u + N_i \\ 0, & \text{ellers} \end{cases}$$

k = denitrifikationsratekoefficient

K = mætningskonstant (2900 eq ha⁻¹år⁻¹)

Ratekoefficienten k er en funktion af temperatur, fugtighed og pH:

$$34. \quad k = K_0 \times f(T) \times g(w) \times h(pH) \\ = K_0 \times \exp_{10} \left(5660 \times \frac{1}{281} \times \frac{1}{273 \times T} \right) \times \frac{5.96w}{0.96 + w} \times (0.408 \text{ pH}^2 - 2.7808 \text{ pH} + 5.15)$$

Et alternativt udtryk foreslået af de Vries anvender en konstant denitrifikationsfraktion (de Vries et al., 1992):

$$35. \quad N_{de} = \begin{cases} f_{de} \times (N_{dep} - N_u - N_i), & N_{dep} > N_u + N_i \\ 0, & \text{ellers} \end{cases}$$

Tålegrænser for N-eutrofiering

Tålegrænsen for N-eutrofiering kan beregnes ud fra massebalancen for N og de opstillede udtryk for de enkelte dele af massebalancen. De to forskellige udtryk for N_{de} , der begge afhænger af N_{dep} giver to udtryk for $CL_{nut}(N)$. Ved indsættelse af 33 i 30 fås:

$$36. \quad CL_{(nut)}(N) = N_{u(crit)} + N_{i(crit)} + \frac{k \times (CL_{nut}(N) - N_{u(crit)} - N_{i(crit)})}{K + (CL_{nut}(N) - N_{u(crit)} - N_{i(crit)})} + N_{l(crit)}$$

$$37. \quad CL_{\text{nut}}(N) = N_{u(\text{crit})} + N_{i(\text{crit})} - a + \sqrt{a^2 + b}$$

$$a = 1/2 (K - k - N_{l(\text{crit})}),$$

$$b = K \times N_{l(\text{crit})}$$

Alternativt fås, ved anvendelse af 35:

$$38. \quad CL_{\text{nut}}(N) = N_{u(\text{crit})} + N_{i(\text{crit})} + \frac{N_{l(\text{crit})}}{1 - f_{\text{de}}}$$

Fastlæggelse af tålegrænsen for N-eutrofiering på basis af empiriske værdier

Et alternativ til brug af massebalancer til fastsættelse af tålegrænsen for N er den direkte fastsættelse af tålegrænsen på basis af empiriske værdier for sammenhænge mellem depositions niveauer og vegetationsændringer. På UN-ECE-workshoppen i Lökeberg i 1992 blev der fastsat en liste over empiriske tålegrænser for forskellige økosystemer. Hovedkriteriet for fastsættelse af disse værdier er observerede ændringer i artssammensætning eller diversitet ved forskellige depositions niveauer. De anvendte undersøgelser dækker både laboratorie- og feltstudier (UBA, 1993).

Fordelen ved denne metode er, at årsagssammenhænge ikke nødvendigvis skal kunne modelleres; det er kun nødvendigt at kende vegetationen og depositionen for at kunne fastlægge en tålegrænse og beregne overskridelser. Metoden er imidlertid ikke særlig specifik, idet værdierne er fastsat på baggrund af en række feltforsøg og observationer, der også kan indeholde effekter af andre parametre end eutrofiering, f.eks. klimatiske effekter.

Som første skridt mod fastsættelse af nationale tålegrænser kan værdierne vurderes af et panel af nationale eksperter, før de bruges i den nationale kortlægning. I Danmark er følgende personer og institutioner blevet bedt om en vurdering af de internationalt anbefalede tålegrænser (Tabel 3.2):

Københavns Universitet, inst. f. Økologisk Botanik v/Ib Johnsen
Københavns Universitet, inst. f. Sporeplanter v/Ulrik Söchting
Århus Universitet, Botanisk Institut v/Simon Lægård
Forskningscentret for Skov og Landskab v/Lennart Rasmussen
Nationalmuseets 8. afdeling v/Bent Åby
Hedeselskabet v/Jan Thor Clausen
Århus Universitet, Biologisk Institut v/Hans Henrik Schierup

Der blev bedt om en vurdering af

- I hvilken udstrækning empiriske værdier for vegetationsændringer kan bruges i Danmark
- De internationalt foreslåede værdier

I overensstemmelse med disse høringssvar og møder med nogle af eksperterne har Danmarks Miljøundersøgelser besluttet at an-

vende en foreløbig tålegrænse på 10 kg N for de danske heder og 5 kg N for moser. Grænsen for moser er fastsat for at beskytte de mest følsomme ombrotrofe (høj)moser.

Tabel 3.2. De empirisk fastsatte tålegrænser for nitrogen i økosystemer på Lökeberg workshoppen (fra Bobbink *et al.*, 1992).

Empirical critical loads for nitrogen.

Ecosystem	Critical load kg N ha ⁻¹ yr ⁻¹	Relia- bility	Indication
Acidic (managed) coniferous forest	15-20	#	Changes ground flora & fruit bodies mycorrhizae
Acidic (managed) deciduous forest	<15-20	#	Changes ground flora
Calcareous forests	unknown	unknown	
Acidic unmanaged forest	unknown	unknown	
Lowland dry heathland	15-20	##	Transition heather to grass
Lowland wet heathland	17-22	##	Transition heather to grass
Species-rich heaths/acid grassland	<-20	#	Decline sensitive species
Arctic and alpine heaths	5-15	(#)	Decline lichens, mosses and evergreen dwarfshrubs, increase in grasses and herbs
Calcareous species-rich grassland	14-25	##	Increase tall grass, decline diversity
Neutral-acid species-rich grassland	20-30	#	Increase tall grass, decline diversity
Montane-subalpine grassland	10-15	(#)	Increase tall graminoids, decline diversity
Shallow soft-water bodies	5-15	##	Decline isoetid species
Mesotrophic fens	20-35	#	Increase tall graminoids, decline diversity
Ombrotrophic bogs	5-10	#	Decrease typical mosses, increase tall graminoids

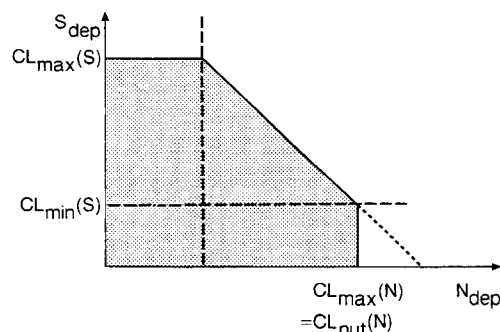
reliable
quite reliable
(#) best guess

3.6 Den kombinerede tålegrænse for eutrofiering og forsurening

Den kombinerede tålegrænse for N-eutrofiering og forsurening fortsætter som den laveste værdi af de to. Det samlede udtryk for overskridelsen af tålegrænsen bliver dermed:

$$39. \quad EX(S_{dep}, N_{dep}) = \begin{cases} S_{dep} - CL_{max}(S), & N_{dep} \leq CL_{min}(N) \\ EX(A) & , S_{dep} > CL_{min}(S) \text{ og } N_{dep} > CL_{min}(N) \\ N_{dep} - CL_{nut}(N), & S_{dep} \leq CL_{min}(S) \end{cases}$$

Figur 3.2. Eksempel på kombineret tålegrænse for eutrofiering og forsurening, hvor $CL_{nut}(N)$ er mindre end $CL_{max}(N)$ for forsurening. Det skraverede område angiver kombinationer af N_{dep} og S_{dep} der ikke overskrider tålegrænsen.



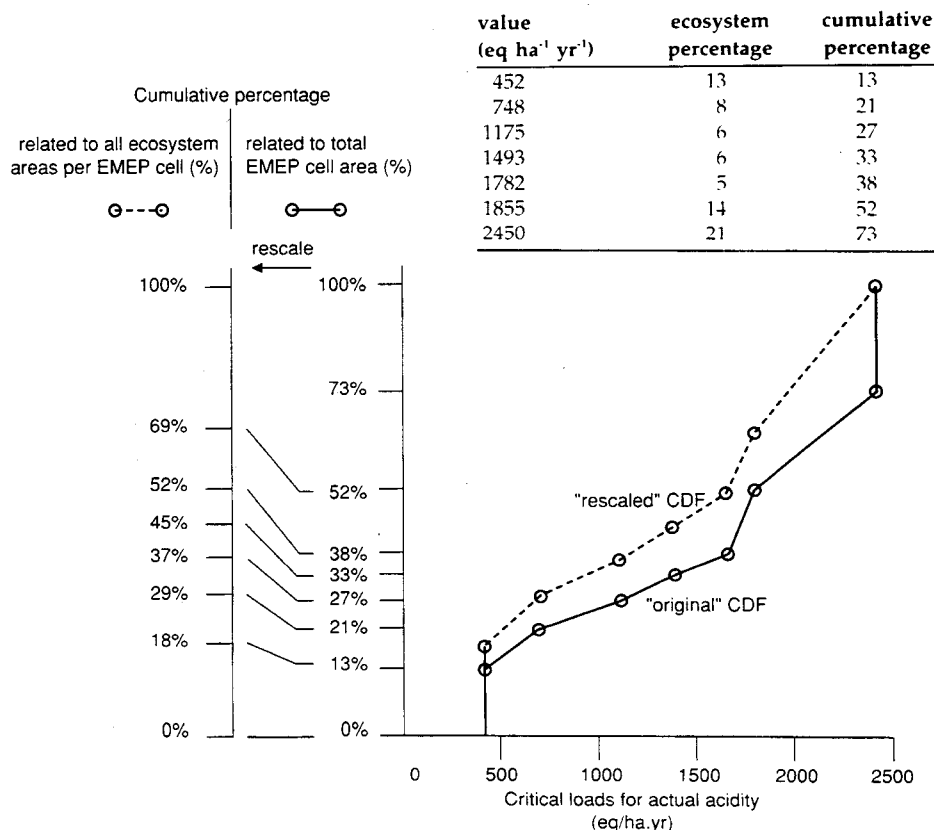
Combined critical load for eutrophication and acidification.

3.7 Fremstilling af kort

Ved fremstilling af kort over tålegrænser tages der udgangspunkt i beregninger af tålegrænsen, der enten kan være foretaget for punkter eller polygoner eller på et kvadratnet. Beregningerne vil oftest være foretaget med forskellige metoder for forskellige økosystemer. Disse data skal præsenteres med en enkelt farve for hver celle i et kvadratnet, hvad enten de anvendes til fremstilling af europæiske kort, hvor EMEP-nettet anvendes, eller der fremstilles nationale kort med en finere opløsning. Normalt gøres dette ved at præsentere en percentilværdi, dvs. den værdi for tålegrænsen, der beskytter en given procent af økosystemerne i cellen. Denne procent kan enten udregnes i forhold til cellens areal eller i forhold til arealet af økosystemer i cellen.

Kumuleret frekvensfordeling

I Figur 3.3 er illustreret konstruktionen af en kumuleret frekvensfordeling af beregnede tålegrænser for økosystemer i en celle. Kurven konstrueres ved at ordne de beregnede værdier efter størrelse og beregne den kummulerede procentfordeling. Punkterne plottes derefter ind på en graf med den kummulerede frekvensfordeling på abscissen og de beregnede tålegrænser på ordinataksen. På figuren er yderligere illustreret konstruktionen af en reskaleret kummuleret frekvensfordeling, hvor procenterne er opgivet i procent af økosystemarealet. Punktet med den højeste tålegrænse tildeles dermed værdien "100%". Af denne kurve kan tålegrænsen for en vilkårlig procent af økosystemerne aflæses. Det ses, at i det viste eksempel vil alle percentiler mindre end 13 give tålegrænsen 452 eq ha⁻¹yr⁻¹. Et problem ved anvendelse af percentilkort er, at det ikke er muligt at se, hvilket økosystem, der var grænsesættende i en given celle. Sammen med percentilkortet kan der derfor præsenteres et kort over det grænsesættende økosystem.



Figur 3.3. Tænkt eksempel på tålegrænsedata for en EMEP celle med tilhørende kumuleret frekvensfordeling (fra Downing et al. 1993).

Example of critical load data for one EMEP cell and concomitant cumulated frequency.

Da tålegrænsen for kvælstof kan sættes på baggrund af både forsurings-og eutrofieringskriterier, vil det endvidere ikke være muligt at se, hvilket kriterium der har været grænsesættende. Det vil derfor også kunne være ønskværdigt at præsentere kort, der viser, hvor eutrofieringskriteriet har været grænsesættende.

3.8 Anvendelse af modeller

Der findes en række modeller, der potentielt kunne tænkes anvendt i tålegrænseberegninger. De mest udbredte er de statiske flerlagsmodeller MACAL og PROFILE, og de dynamiske flerlagsmodeller MIDAS, SMART, MAGIC, RESAM, ILWAS og SAFE. RAINS modellen, der bruges til scenarieanalyser af UN-ECE, arbejdsgruppen for strategier, har SMART integreret. Der er et slægtsskab mellem nogle af modellerne, idet den dynamiske model SAFE har PROFILE integreret som en subrutine. PROFILE findes desuden i en simplificeret udgave til tålegrænseberegninger kaldet Multimaschine.

Da beregning af tålegrænsen for indirekte effekter i princippet er en beregning af en bæredygtig ligevægtssituation, har dynamiske modeller mest værdi for scenarieanalyser eller til modellering af den aktuelle tilstand, hvor økosystemerne ikke kan forventes at være i ligevægt. Ved beregning af tålegrænsen vil statiske modeller være mest anvendelige, da deres krav til inputdata er mindre end dynamiske modellers.

Hvor der er tilstrækkelig data til rådighed vil det være fordelagtigt at anvende flerlagsmodeller, idet forvittringsrater, optag af næringsstoffer, optag af vand og aluminiumskemien varierer meget ned gennem jordlaget. Det vil derfor være nemmere at bestemme et korrekt sæt af inputdata til modellerne og validere modellerne mod målte data.

Beregning af forvittringsrater

Fordelen ved at anvende modeller til tålegrænseberegningen frem for f.eks. at anvende steady state massebalancemodellen er, at en del data som forvittringsrater og udvaskning af kvælstof, der er vanskelige at bestemme med tilstrækkelig dækning til en landsdækkende kortlægning, kan beregnes af modellerne. Neden for er vist kravene til inputdata til henholdsvis steady state massebalancemodellen og modellerne MACAL og PROFILE. Forskellen på MACAL og PROFILE er hovedsagelig, at PROFILE kræver en række jordbundsparametre som input, men beregner forvittringsraten. Til gengæld kræver PROFILE vegetationens optag af næringsstoffer som input. MACAL beregner optaget ud fra en række andre parametre, men kræver til gengæld forvittringsraten som input. Anvendelsen af forskellige modeller diskuteres indgående andetsteds (Løkke et al., 1995)

Forvittringsraten for en lokalitet kan bestemmes ved modelberegning, hvis modellen er kalibreret til de mineraler, der findes i jordbunden. Alternativt kan der etableres en total massebalance for et område og alle andre elementer i masse balancen kan be-

stemmes, eller forvittringsraten kan forsøges fastlagt ved isotopundersøgelser eller ved laboratorieforsøg. Da der ikke findes tilstrækkelige danske laboratorie- eller feltundersøgelser af forvittringsraten har det været nødvendigt at anvende PROFILE-modellen til de danske tålegrænseregninger.

PROFILE-modellen

PROFILE-modellen findes i flere udgaver. Modellen er grundlæggende en flerlags jordbundskemisk ligevægtsmodel, men modellen findes også i en speciel udgave til tålegrænseregninger kaldet Multimachine, og modellen indgår som en subrutine i den dynamiske model SAFE. I de sidste fem år er modellen udviklet fra et forskningsværktøj til et redskab, der kan bruges til beregningen af tålegrænser efter retningslinierne i kortlægningmanualen (UBA, 1993), idet ændringer i beregningsprincipper m.m. løbende er blevet indarbejdet i modellen.

PROFILE kræver følgende data som input:

Deposition:	SO ₄ , NO ₃ , NH ₄ , Mg + Ca + K, ikke-marineprocent af Mg + Ca + K
Klima:	Jordbundstemperatur, årlig nedbør
Hydrologi:	Afstrømning, fugtighedsindhold, percolation versus dybde
Jordbund:	Massefylde, mineralogi, reaktiv overfalde
Jordbundsprocesser:	Gibbsitkoefficient, kinetiske koefficienter for Al og Ca, nitrifikationsrate
Vegetation:	Optag af N og Mg + Ca + K

Da modellen opererer med flere lag, hvor der beregnes en ligevægt for hvert lag mellem produktion og optag i laget og transport mellem lagene, skal modellen forsynes med data for jordbund, jordbundsprocesser og optag for hvert lag, der ønskes beregnet. I de nyere udgaver af modellen kan der anvendes optagsfunktioner, så vegetationens optag af næringsstoffer begrænses af BC/Al-forholdet eller tilgængeligheden af næringsstoffer. Det er også muligt at indlægge funktioner, der beskriver forvittringen af de enkelte mineraler, hvis lokale undersøgelser viser, at de indbyggede funktioner ikke er anvendelige. Som det fremgår, er datakravene temmelig omfattende, og det er næppe muligt at tilvejebringe alle data i en tilstrækkelig kvalitet for hele landet. PROFILE-modellen har endvidere det problem for tålegrænseregningen, at det er meget omstændeligt at beregne tålegrænsen for et punkt med modellen. Modellen tager depositionerne som input og beregner herfra jordbundskemien. Ønskes en tålegrænseregning må modellen itereres i hånden, dvs. depositionerne justeres, indtil det ønskede kriterium er opfyldt.

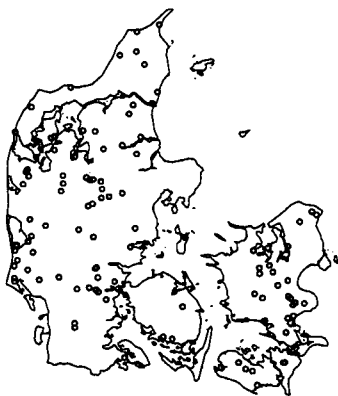
Multimachine-modellen

For at overkomme disse problemer er der udviklet en forsimplet udgave af PROFILE, der i en enkelt kørsel kan beregne tålegrænsen for en række punkter. I denne model er også indlagt beregning af tålegrænsen for N-eutrofiering. De krævede inputdata er derfor mere detaljerede for depositionen og optaget af basekationer, medens kravene til jordbundsdata er væsentligt simple. Denne udgave af PROFILE kaldes Multimachine og bruges nu i de svenske tålegrænseregninger (Sverdrup & Warfvinge, pers. komm.). De krævede inputdata til Multimachine er:

Deposition:	SO ₄ , NO ₃ , Cl, NH ₄ , Na, Ca, Mg, K
Klima:	Jordbundstemperatur, nedbør
Hydrologi:	Afstrømning, fugtighedsklasse
Jordbund:	Reaktiv overflade eller teksturklasse, mineralogi
Vegetation:	Optag af N og Mg + Ca + K. Mg/N, Ca/N og K/N i vegetationen

Anvendelse af Multimachine-modellen svarer nogenlunde til anvendelse af SSMB-modellen bortset fra, at modellen beregner forvittringsrater og optag ved tålegrænsen. Disse data er vanskelige at finde et realistisk bud på ved anvendelse af SSMB-modellen. I modellen opdeles jordsøjlen i tre eller fire lag.

Den ideelle strategi for en dansk beregning ville nok være at anvende SAFE-modellen på nogle godt kendte lokaliteter og derefter kalibrere Multimachine-modellen mod disse beregninger. SAFE har imidlertid endnu ikke været valideret på danske jorder, så i stedet har der måttet anvendes en strategi, hvor der er foretaget en kalibrering af Multimachine-modellen mod PROFILE dels på nogle få punkter, hvor det har været muligt at sammenligne med måleresultater dels på 100 tilfældigt udvalgte punkter. Det er vurderet, at der ikke i dag findes danske data, der kan anvendes til en bedre kalibrering af forvittringsdelen af modellen end det meget store sæt af europæiske data, der allerede er anvendt.



Figur 3.4. Punkter anvendt til kalibrering af PROFILE og MULTIMACHINE modellerne.

Points selected for calibration of models.

Figur 3.4 viser de anvendte kalibreringspunkter. Der er foretaget en tilfældig udvælgelse af 20 punkter for hver af vegetationstyperne græs, eg, bøg, gran og fyr, der tilsammen giver en dækning af variationen af inputparametre til modellen.

Ud over denne kalibrering af Multimaschine-modellen mod PROFILE er der foretaget en sammenligning mellem de i 1993 beregnede tålegrænser for forsuring og den nye beregning med Multimaschine samt en sammenligning mellem den første beregning af tålegrænser udført af COWiconsult i 1991 og en beregning på de samme data udført med Multimaschine. Disse sammenligninger mellem den nye og de hidtil anvendte metoder er præsenteret i appendix A1.

1991 beregningen

COWiconsults beregning i 1991 blev udført på 26 punkter, hvor der var jordbundsmineralogiske data til rådighed fra forskningsprojekter. På disse punkter blev tålegrænser for gran og bøg beregnet, hvorefter de beregnede tålegrænser blev ekstrapoleret til at dække hele landet. Ekstrapolation blev foretaget med ligningen $Cl(A) = ANC_w - 65 - 1.5 (BC_{dep} - BC_{optag})$. Optaget af basekationer var opgjort på kommuneniveau og forvitringen taget som et gennemsnit af PROFILE-beregninger for 6 geologiske klasser, dvs. i snit 4 PROFILE-beregninger pr. geologisk klasse. Der blev anvendt et BC/AI-forhold ≥ 1 i bunden af rodzonen som kriterie. Opsætningen af PROFILE fulgte ved denne beregning de jordbundslag, der var fundet ved jordbundsundersøgelsen, idet der dog var indlagt en tynd kontrolhorisont lige under rodzonen, dvs. i 50 cm. dybde for gran og i 75 cm dybde for bøg. Kriteriet blev kun testet i denne horisont. Ved denne beregning blev der brugt EMEPs modelberegneede koncentrationer af NO₃ og NH₄ i nedbør

og af NO_2 og NH_4 i luft, medens der blev anvendt en modelberegnet værdi for NH_4 i luft. Depositionen blev beregnet med en fast depositionshastighed for løv- og nåleskov (COWIconsult, 1991). Tålegrænsen blev frem-itereret ved at regulere depositionen af S indtil BC/Al-forholdet var lig 1 i kontrolhorisonten. Tålegrænsen kan da findes af $\text{Cl(A)} = \text{ANC}_w - \text{ANC}_{\text{I(crit)}}$.

1993 beregningen

Ved den fornyede beregning i 1993 blev der indhentet et landsdækkende datagrundlag for land-cover, produktionen i skovene og for nedbør, og der blev foretaget en landsdækkende kortlægning af jordens mineralindhold opdelt på A/E, B og C horisonter baseret på mineralogiske data fra 68 punkter og ADK's 1:500.000 kort over geologiske klasser. De grundlæggende data for nedbør, BC_{dep} og BC_{dep}^* , skovproduktion og mineralogi blev inddelt i klasser og der blev foretaget en PROFILE beregning for hver forekommende kombination af klasser af input-data. Dette gav i alt 1.500 PROFILE beregninger for vegetationstyperne bøg, eg, gran og fyr. Der blev således ikke anvendt nogen ekstrapolation af beregnede data, da beregningerne gav den nødvendige geografiske dækning. Kriteriet ved denne beregning var ligeledes $\text{BC/Al} \geq 1$ i bunden af rodzonen. Da jordbundsmineralogien var ekstrapoleret for A/E, B og C horisonter, indeholdt de fleste opsætninger til denne beregning kun data for to horisonter, hvori optag af vand, N og basekationer også var fordelt. I denne beregning blev depositionen og optaget af N sat til 0 og Cl(A) beregnet ved at regulere depositionen af S indtil BC/Al-forholdet var lig 1 i kontrolhorisonten. Tålegrænsen for potentiel forsuring Cl(P) og de kritiske depositioner af svovl og kvælstof CD(S) og CD(N) kan beregnes fra Cl(A) under forudsætning af, at optaget af N og basekationer ikke afhænger af depositionen. Denne antagelse er naturligvis ikke totalt holdbar.

Problemer ved beregningerne

Problemet ved den første kortlægning foretaget af COWIconsult var hovedsagelig det mangelfulde datagrundlag. Ved at bruge gennemsnitlige tal for hydrologi, jordbundstekstur og produktion i skovene skjules kombinationer af data, der meget vel kunne være grænsesættende. Tilsvarende er det ikke rimeligt at beregne tålegrænser for gran og bøg, hvor økosystemerne ikke forekommer, selvom det kunne være relevant for planlagte skovrejsningsområder. Dette problem blev delvist løst ved 1993 kortlægningen, selvom der stadig kunne ønskes forbedringer af primært de hydrologiske og mineralogiske data.

Et andet problem i 1991-kortlægningen er anvendelsen af en kontrolhorisont, hvor BC/Al-forholdet testes. Denne beregningsmetode blev for sammenlignelighedens skyld og på grund af kvaliteten af datagrundlaget fastholdt ved den fornyede beregning i 1993. Rationalet for denne beregningsmetode er, at koncentrationerne af basekationer og aluminium i afstrømningsvandet kan bestemmes ud fra massebalancen for basekationer og ANC for hele rodzonen. BC/Al-forholdet i kontrolhorisonten, hvor der ikke foregår optag, modsvarer dermed omtrentligt et gennemsnitligt BC/Al-forhold for hele rodzonen svarende til en beregning med den simple massebalancemodel SSMB. Denne beregning vil normalt give en for høj tålegrænse, da optaget af basekationer er

størst i den øverste del af rodzonen, hvor forvitringen normalt er lavest. En sådan beregning kræver imidlertid data for fordelingen af optag mm. ned gennem rodzonen. I de ældre versioner af PROFILE blev optaget givet som input for hvert jordlag, og det var i praksis uoverkommeligt ved et større antal beregninger at sikre, at optaget af basekationer i et jordlag ikke var større end den tilgængelige mængde.

1994-beregningerne

Ved den fornyede beregning i 1994 med Multimaschine-modellen blev de fleste af disse problemer løst. Modellen tager et gennemsnitligt mineralindhold og tekstur som input og fordeler mineralerne og den forvitningsfølsomme overflade på tre eller fire horisonter efter en standardfordeling, der tager højde for det lavere mineralindhold i humuslaget og mindre kornstørrelse i den lavere del af profilet. Det anvendte kriterie bliver testet i hele rodzonen. På grund af de simplere inputkrav og modellens evne til at beregne et stort antal punkter i en kørsel, har det været muligt at lave en egentlig landsdækkende beregning, hvor landsdækkende kort over inputdata er anvendt som datagrundlag. Modellen indeholder desuden princippet om næringsstoffbegrænsning, så tilgængeligheden af det begrænsede næringsstof begrænser optaget af alle næringsstoffer. Optaget i et punkt kan dermed ikke være større end tilførslen.

4 Datagrundlag

Kortlagte økosystemer

Det nødvendige datagrundlag for tålegrænseberegningerne afhænger af den valgte beregningsmetode og hvilke økosystemer, der kortlægges. De danske beregninger for forsuring foretages i øjeblikket for skovøkosystemer med gran, fyr, eg eller bøg som dominerende træart. Andre nåletræer beregnes som gran, og andre løvtræer beregnes som bøg. Der foretages desuden beregninger for ekstensivt udnyttede permanente græsarealer, der også forventes potentielt at være forsuringstruede. Tålegrænsen for kvælstof- eutrofiering fastsættes for de nævnte træarter og for heder og moser. De anvendte metoder omfatter empiriske værdier for vegetationsændringer, der anvendes til at fastsætte tålegrænsen for eutrofiering for heder og moser og steady state massebalanceberegninger til fastsættelse af tålegrænsen for forsuring og N-eutrofiering for skove og for forsuring af græsarealer. Der anvendes BC/Al-forholdet som kriterium for forsuring og N-udvaskning som kriterium for N-eutrofiering i skove.

Ferskvand og grundvand

Der er ikke foretaget tålegrænseberegninger for ferskvand og grundvand i Danmark. Dette skyldes dels, at forsuring af de ferske vande kræver, at der først sker en forsuring af jordbunden, dels at der findes forholdsvis få forsuringsfølsomme søer i Danmark. Af disse er der endvidere meget få, der hovedsagelig er påvirkede af luftforurening (*Rebsdorf & Nygaard, 1991*). Søer og vandløb, der ligger i afstrømningsområder, der helt eller delvist anvendes til landbrugsmæssig drift, må forventes at påvirkes kraftigst af landbrugsdriften. Der kan endvidere ikke forventes den samme situation i Danmark som i de andre nordiske lande, hvor mange søer er mere følsomme end jordbunden i søens opland.

N-eutrofiering

Det er til gengæld forventeligt, at tålegrænsen for N-eutrofiering vil være grænsesættende både for en del af skovene og i en række områder, hvor der findes eutrofieringsfølsomme økosystemer som heder og højmoser. Den største del af de danske skove tjener både produktions- og rekreative formål, og det er derfor valgt at sætte kriteriet for N-udvaskning forholdsvis lavt. Med den aktuelle driftspraksis må der forventes en vis udvaskning ved skovning, så udvaskningskriteriet kan ikke sættes til 0. Der er anvendt en kriterieværdi på 4 kg/ha.

Grunddata

De nødvendige grunddata til beregningerne med Multimachine-modellen er alle fremskaffet eller beregnet fra eksisterende kilder. I de fleste tilfælde er der anvendt alle tilgængelige danske data eller det bedste tilgængelige datagrundlag. Dette er ikke ensbetydende med, at der ikke eksisterer data, der potentielt vil kunne gøres tilgængelige for fremtidige beregninger, men de har ikke været færdigbehandlede eller af andre grunde ikke kunnet frigives til brug for tålegrænseberegninger. Endelig eksisterer der et omfattende datagrundlag, der enten ikke er landsdækkende eller ikke har foreligget på digital form og dermed ikke har været anvendelig til en landsdækkende kortlægning. Bornholm er ikke

medtaget i beregningerne af ressourcemæssige grunde, da forholdene på Bornholm er så specielle i forhold til resten af landet, at området kræver en særlig behandling. En beregning for Bornholm alene ville kræve en indsats svarende til den foreliggende for resten af landet.

Det anvendte datamateriale omfatter:

Jordbund: Kort over jordbundstekstur og landskabselementer udarbejdet på baggrund af "den danske jordklassificering", der gennemførtes i perioden fra 1976 (*Landbrugsministeriet, 1976*). Kortene er udarbejdet i 1:500000 af Statens Planteavlsvforsøg, Afdeling for Arealdata og Kortlægning (ADK). Der er desuden anvendt alle kendte jordbundsmineralogiske undersøgelser, dvs. mineralogi fra 68 punkter i landet. Disse data er dels indsamlet fra diverse forskningsprojekter af Bent Andersen i forbindelse med COWIconsults indledende kortlægning af tålegrænser i 1991 (*COWIconsult, 1991*) dels tilgængelige fra et projekt om bestemmelse af danske jorders mineralogi udført i forbindelse med anlægget af naturgasnettet (*Møberg et al., 1986*). Udarbejdelsen af et landsdækkende kort over jordbundsmineralogi er beskrevet i afsnit 4.1.

Økosystemdækning: Som grundlæggende kort over arealanvendelsen er anvendt en digitalisering af Kort- og Matrikelstyrelsens 4 cm-kort med en opløsning på 1 x 1 km foretaget af DMU. Dette kort er suppleret med kort over skovegne og tilhørende oplysninger om træartsfordeling, -alder, -produktionstal m.m. indsamlet i forbindelse med "skovregistreringen" i 1984 af ADK for Skov- og Naturstyrelsen. Der er desuden anvendt en opgørelse over afgrødefordelinger, herunder andelen af permanente græsarealer opgjort kommunevis af Danmarks Statistik for Miljøstyrelsen. Dette kortgrundlag er beskrevet i afsnit 4.2.

Depositionsberegninger: Til de aktuelle beregninger af tålegrænsen er der af DMU udarbejdet et nyt kortgrundlag for depositioner af NH_x og NO_y . Depositionerne af svovl er ikke reberegnet, dvs. der er brugt det samme beregningsprincip som ved COWIconsults indledende kortlægning i 1991. Basekationdepositionerne er reberegnet, idet det har været nødvendigt at foretage en separat beregning for Ca, Mg, K og Na. Der er dog anvendt samme beregningsprincip som ved 1991-beregningen. Depositionsberegningerne er beskrevet i afsnit 4.3.

Vandbalance: Der er i mangel af anvendelige modeller anvendt en ekstremt forsimplet vandbalance. Nettonedbøren, dvs. den vandmængde der når jordoverfladen, er beregnet som bruttonedbøren minus et interceptionstab på 50 mm for græs, 122 mm for løvskov og 222 mm for nåleskov. Interceptionstabet kan dog maksimalt udgøre 20% af bruttonedbøren. Afstrømningen er beregnet som nettonedbøren minus et evapotranspirationstab fra vegetationen på 350 mm for græs og 450 mm for skov. Afstrømningen skal dog minimalt udgøre 25% af bruttonedbøren. De anvendte konstanter er et skøn på baggrund af tilgængelige danske og udenlandske kilder.

Vækstoptag: Vegetationens optag af næringsstoffer ved vækst indgår ikke direkte i beregningerne, idet der regnes for en ligevægtssituation, hvor næringsstoffer, der ikke fjernes, recirkulerer i systemet og hverken virker forsurende eller eutrofierende. Mængderne af næringsstoffer, der fjernes fra skoven, er skønnet på baggrund af indholdstal for træer og produktionstallene for skoven. For græsarealer er der skønnet en nettofraførsel på 4 kg N/ha. Der er anvendt en meget lav værdi for ikke at foretage tålegrænseregninger for arealer, der forsures af den landbrugsmæssige drift. Resultater fra landovervågningsprogrammet under Vandmiljøplanens Overvågningsprogram viser, at der findes en del ekstensivt udnyttede permanente græsarealer i landbruget. Der er anvendt følgende tal for optaget af næringsstoffer (Tabel 4.1).

Tabel 4.1. Anvendte konstanter til beregning af optag af basekationer og kvælstof i forskellige økosystemer hovedsagelig baseret på hollandske data (de Vries, 1991). pk er produktionsklasser i skovbruget.

Constants used for calculation of uptake of basecations and nitrogen. pk is production classes used in forestry.

Vegetation type	Root depth (cm)	BC-uptake (kg km ⁻²)	N-uptake (kg km ⁻²)
Beech	70	5.4 x pk	10.4 x pk
Oak	90	6.8 x pk	10.4 x pk
Spruce	45	3.7 x pk	3.9 x pk
Pine	45	1.8 x pk	3.4 x pk
Grass	25	51	30

4.1 Mineralogi og forvittringsrater

Anvendelse af mineralogiske data

Forvitring af jordens mineraler er en primær kilde til syreneutraliserende kapacitet og til mikronæringsstoffer i økosystemer på mineraljorder. Forvitringen afhænger dels af jordens mineralogiske sammensætning dels af overfladen på de jordpartikler, der har kontakt med jordvæsken og dermed er tilgængelige for forvitring; dvs. jordbundens tekstur og vandindhold.

Til brug for beregning af mineralforvitringen med PROFILE skal indholdet af mineralerne Kali-feltspat, Oligoclas, Albit, Hornblende, Pyroxen, Epidot, Garnet, Biotit, Muscovit, Chlorit, Vermiculit og Apatit kendes. Derudover behøves tal for det totale overfladeareal og jordens vandindhold. Da mineralindhold og tekstur kan variere meget ned gennem rodzonen, især i podzoljorder, skal jordbunden helst kunne beskrives horisontopdelt.

Datagrundlag

Da hovedparten af den jordbundskartering og de geologiske undersøgelser, der er foretaget i Danmark, er foretaget med andet formål for øje, er det tilgængelige datagrundlag forholdsvis beskedent. De anvendelige data omfatter kort over jordbundstekstur og geologiske klasser eller landskabselementer, som hovedsageligt

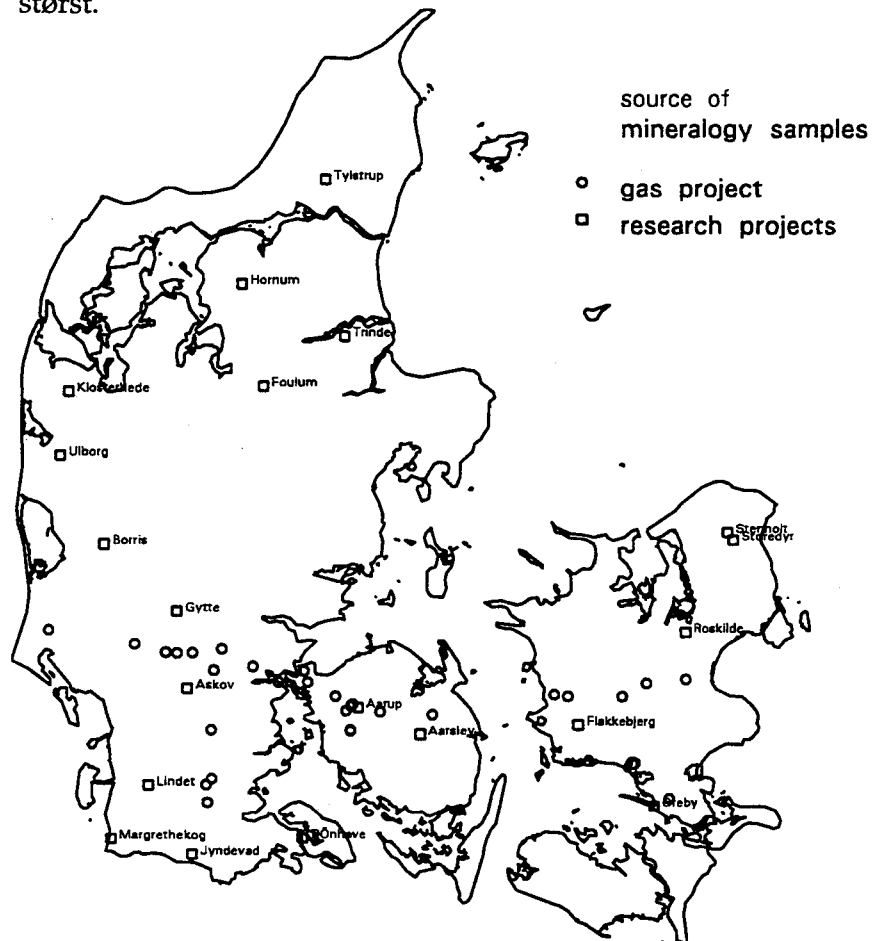
er baseret på geologisk oprindelse, udarbejdet i forbindelse med jordklassificeringen i 1976.

Den danske jordklassifisering 1976

Mineralogiske data findes i form af analyser foretaget i forbindelse med diverse forskningsprojekter og data fra en undersøgelse, "Jordprofilundersøgelser i forbindelse med anlægget af naturgasledninger" udført af kemisk institut ved KVL i samarbejde med Arealdatakontoret, SPF. (COWIconsult, 1991, Møberg et al., 1986). Figur 4.1 viser den geografiske placering af de punkter, hvorfra der findes tilgængelige mineralogiske data. Som det fremgår, er dækningen bedst i Sydjylland, på Fyn og til dels Sjælland, medens dækningen er meget dårlig i Nordvest-, Midt- og Østjylland, på Lolland, Falster og Møn samt i Nordvestsjælland. Problemet med manglende data er størst i Nordvestjylland og i Midt- og Østjylland, hvor variationen af geologisk udgangsmateriale er størst.

Figur 4.1 Geografisk placering af de punkter, hvorfra der findes tilgængelige mineralogiske data.

Points with available mineralogical data.



Naturgasprojekt

Naturgasprojektet udgør den eneste større sammenhængende undersøgelse af jordbundsmineralogi i Danmark. Undersøgelsen omfatter 41 jordprofiler, hvoraf de 30 er udtaget på moræne fra næstsidste istid (Saale).

Undersøgelsen har vist at en del af jorderne på Saaleistidens moræner og smeltevandsaflejringer i vestjylland fra sidste istid (Weichsel) er påvirkede af vindpålejet materiale. Flertallet af jorder udviklet på moræner fra Weichselistiden er karakteriseret som alfisols efter USDNA's klassificeringssystem. Disse jorder har været udsat for en betydelig lernedslemning og forsurening. En kombination af syreproduktion i jorden og stort nedbørsoverskud

i dele af året har medført udvaskning af basekationer og dermed forsuring af de øverste jordlag. Inceptisols har ligesom alfisolers og ultisols været udsat for udvaskning af basekationer, medens der kun er sket en ringe nedslemning af lerminerale. Endelig er nogle få jorder især i dødisområder klassificeret som entisols. Materialet er her overvejende vand- eller vindaflejret materiale, som er yngre end selve morænedannelserne. På hedesletter, hvor materialet udgøres af smeltevandsaflejringer fra sidste istid (Weischel) er jorderne næsten udelukkende klassificerede som spodosols. Disse jorder er karakteriseret af udludningshorisonter (A- og E-horisonter), hvorfra aluminium og jernforbindelser er udvaskede og op-hobet i en lavereliggende B-horison.

Undersøgelsen omfatter fem profiler på bakkeøer (Saale moræne). Selvom udgangsmateriale for disse jorder er meget ældre end Weischel moræne, viser undersøgelsen, at jordprofiludviklingen på disse jorder hovedsageligt er foregået efter sidste istid. Jorderne som sådan er altså ikke meget ældre end dem, som findes på aflejringer fra Weichselistiden. Udgangsmaterialet for disse jorder har dog været udsat for forvitring meget længere end jorder på Weichselmoræne, og da morænerne fra Weichseltiden tilmed ofte har et indhold af CaCO_3 , er forsuringen typisk betydelig mere fremskreden på bakkeøerne i vestjylland end på morænerne i østdanmark. Dette afspejler sig også i jordernes klassificering, hvor to er klassificeret som ultisols, to andre som spodosols og én som inceptisol.

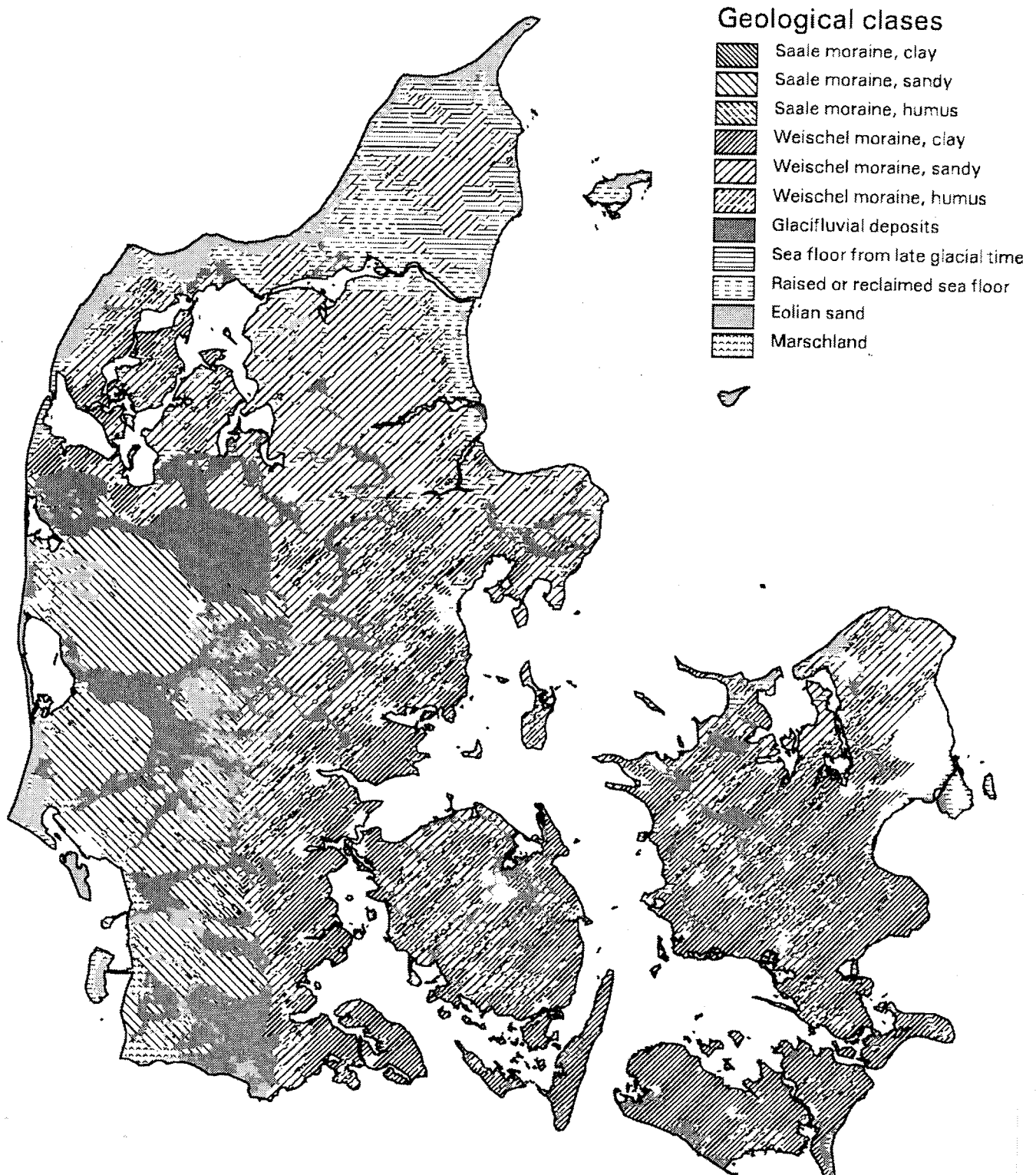
Undersøgelsens konklusioner

Det konkluderes i undersøgelsen, at der kan påvises kvantitative forskelle mellem sand- og silt fraktionerne for de vestjyske Saale-moræner og de østjyske Weichselmoræner, idet saaleaflejringerne er relativt fattige på en række letnedbrydelige primærminerale, især plagioclaser. Forskellen fremkommer også, når man sammenligner feltspatgruppernes sammensætning på henholdsvis hedslette og bakkeø. Forskellen er dermed næppe opstået i jordbundsudviklingen siden sidste istid. Lermineraleernes sammensætning synes i modsætning hertil hovedsageligt at være bestemt af den pedologiske udvikling siden sidste istid; i hvert fald hvad angår sammensætning af de øvre jordlag. Derimod bekræfter analyserne, at lermineraleerne kan ændres væsentligt under den påvirkning, de udsættes for ved stærk forsuring og udvaskning, idet der f.eks. kan konstateres en væsentlig omdannelse af Illit til smectit i podsoljordernes udludningshorisonter (Moberg *et al.*, 1986).

Ekstrapolation af data

Der eksisterer altså en sammenhæng mellem geologisk oprindelse, jordbundsudvikling og jordens indhold af minerale. Det er derfor valgt at anvende de tilgængelige mineralogiske undersøgelser for hver geologisk klasse og ekstrapolere disse punktdata indenfor klassen (Figur 4.2). For at begrænse de nødvendige beregninger er der foretaget en puljning af O/A/E-, B- og C-horisonter, så ekstrapolationen er foretaget for hver af disse horisonter, ligesom der er beregnet en gennemsnitlig tykkelse af disse horisonter for hvert landskabselement. Ekstrapolationen er foretaget for de ni minerale, der er nødvendige inputdata til PROFILE.

Det oprindelige kort er i 1:500000, hvorfor nogle detaljer er tabt ved den viste gengivelse. På Figur 4.3 er den valgte ekstrapolationsmetode illustreret med muscovitindholdet i A/E-horisonter for sandet Weichselmoræne som eksempel. Der er anvendt en invers afstandsvægtet interpolation. Der er i alt elleve punkter, hvor der findes data for muscovitindholdet for sandet Weichsel-



Figur 4.2. Kort over geologiske klasser. Kortet er stillet til rådighed af Arealdatakontoret, SPF.
Map of geological classes.

moræne. Værdierne for disse elleve punkter er midlet til en baggrundsværdi, der er anvendt, hvor der er mere end 70 km til et datapunkt. Hvor der er mindre end 70 km til et datapunkt er der anvendt en sammenvægtning af baggrundsværdien og værdien fundet ved invers afstandsvægtet interpolation mellem alle punkter. Dette betyder, at kortet viser den målte værdi i punktet. Mellem to tætliggende punkter viser kortet gennemsnittet heraf, medens værdien gradvist nærmer sig baggrundsværdiens, når afstanden til nærmeste datapunkt nærmer sig 70 km. Resultatet af denne interpolation er illustreret på Figur 4.3a. På Figur 4.3b er beregningen vist, hvor der forekommer sandet Weichselmoræne. En tilsvarende beregning er foretaget for de ti andre landskabselementer og et samlet kort over forekomsten af Muscovit kan sammenstykkedes som en mosaik af disse elleve delkort.

Mineralkort

Det er muligt at lave et samlet mineralkort, der viser fordelingen af de ni mineraler, der indgår i analyserne, idet en principal component analyse viser, at 86% af variationen i de ni mineraler kan forklares ved to principal components (Figur 4.4 og 4.5). Beregninger i 1993 byggede på de seksten klasser af mineralogi, medens den fornyede beregning i 1994 har anvendt de underliggende grundkort.

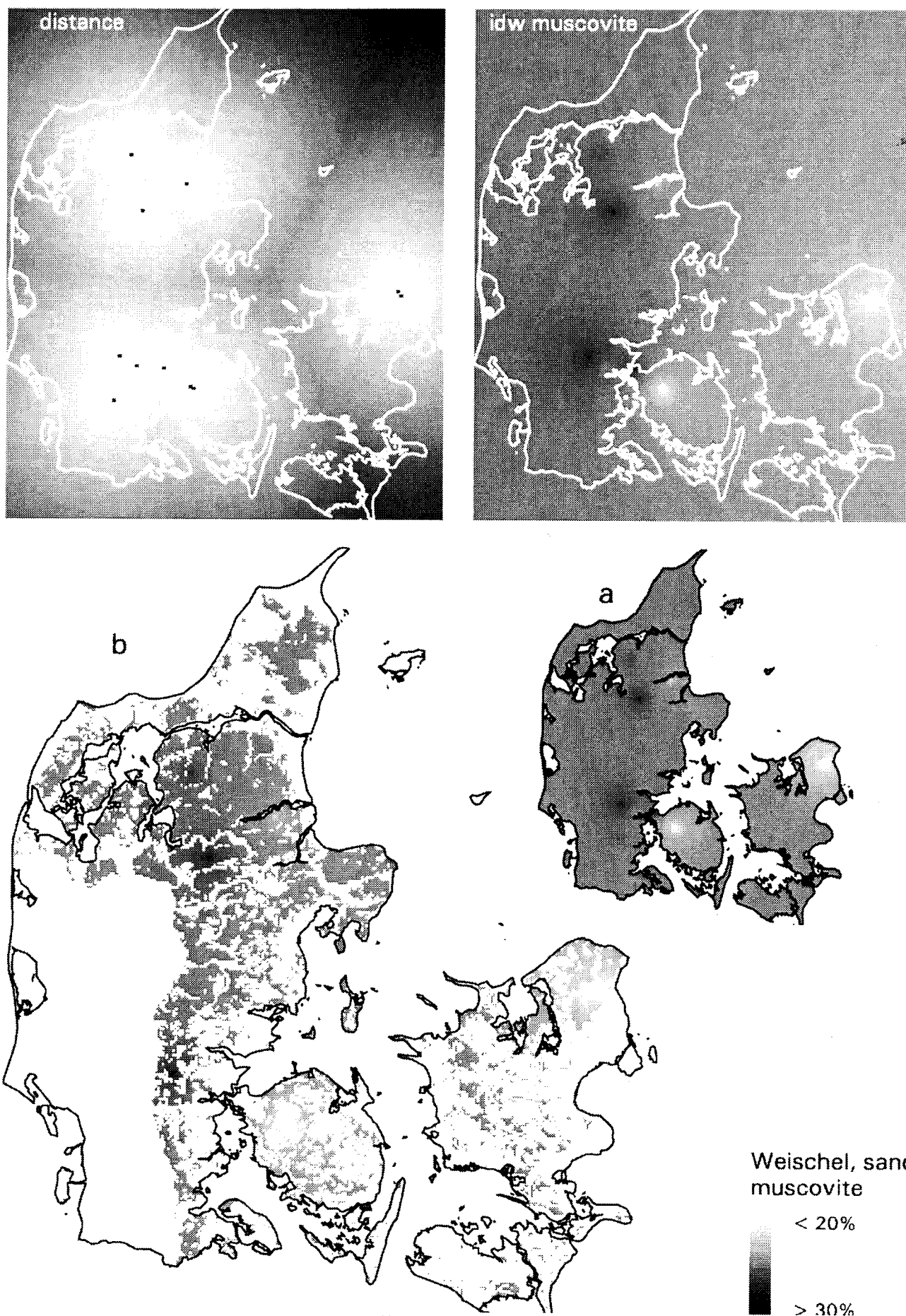
4.2 Økosystemkortlægning

Der findes ikke noget godt ajourført kortgrundlag for dækningen af forskellige økosystemer i Danmark. Økosystemkortlægningen, der finansieres af EU's CORINE-program, forventes først færdiggjort i 1995 og de grundlæggende data, der er brugt i udarbejdelsen af Kort- og Matrikelstyrelsens 4 cm-kort, er over 10 år gamle. Dette kort er endvidere ikke tilgængeligt i høj opløsning på digital form.

Det digitaliserede 4 cm-kort

Den eneste tilgængelige digitalisering af 4 cm-kortene er en opgørelse af dækningen af forskellige arealanvendelsesklasser opgjort på et 1x1 km kvadratnet af Danmarks Miljøundersøgelses afdeling for Forureningskilder og Luftforurening. Denne opgørelse har en opløsning på 25 ha, idet dækningen af de forskellige arealanvendelsesklasser indenfor en kvadratkilometer er opgjort som 0-25 ha, 25-50 ha, 50-75 ha eller 75-100 ha.

Der vil følgelig være en tendens til underrepræsentation af naturtyper som moser og egeskove, der typisk dækker små sammenhængende områder. Samtidig dækker f.eks. signaturen moser over både højmoser, minerogene ferske moser og strandenge/sumpe, hvilket der bør tages højde for i fortolkningen af talegrænserne og deres overskridelser. Det er imidlertid vurderet, at dette kortmateriale er det bedste eksisterende datagrundlag, så det er valgt at bruge det som grundlag for alle naturtyper for at få et ensartet grundlag for arealopgørelser.

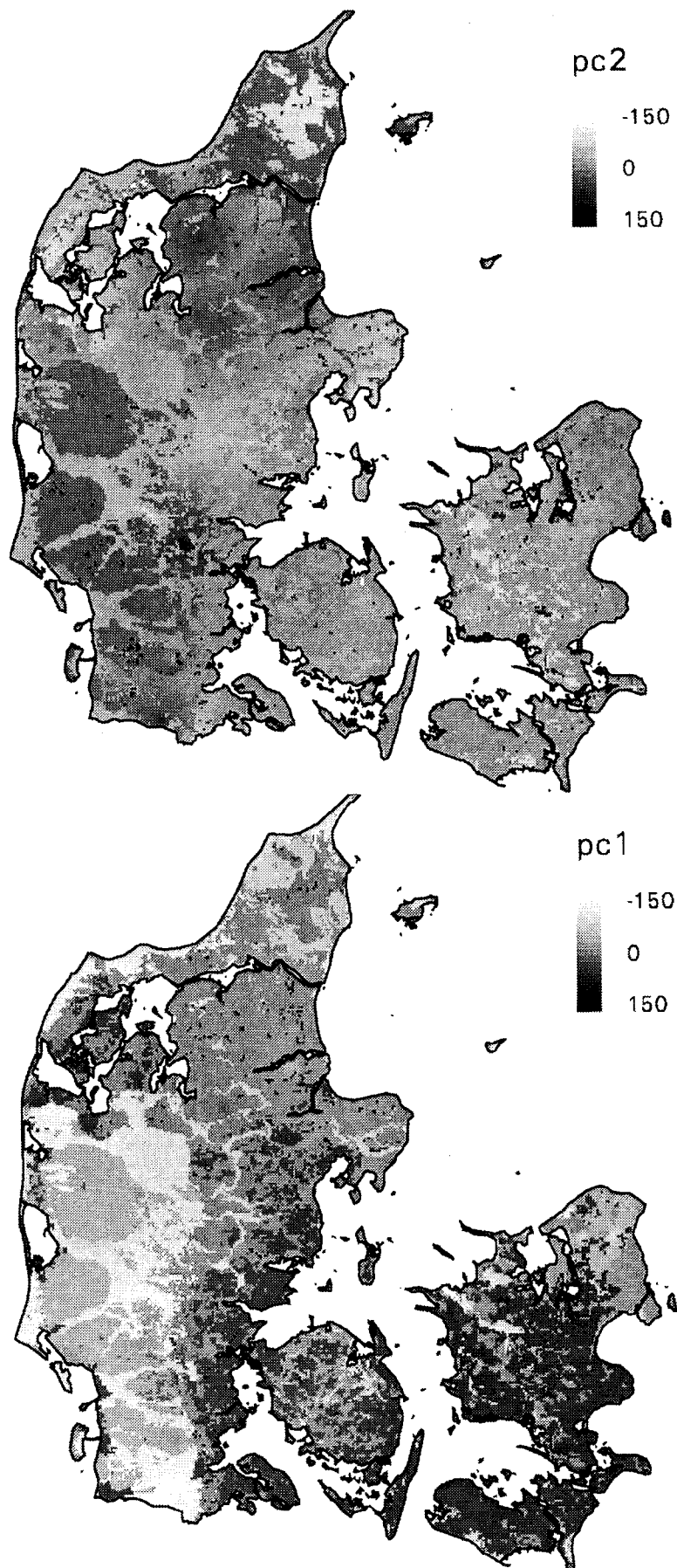


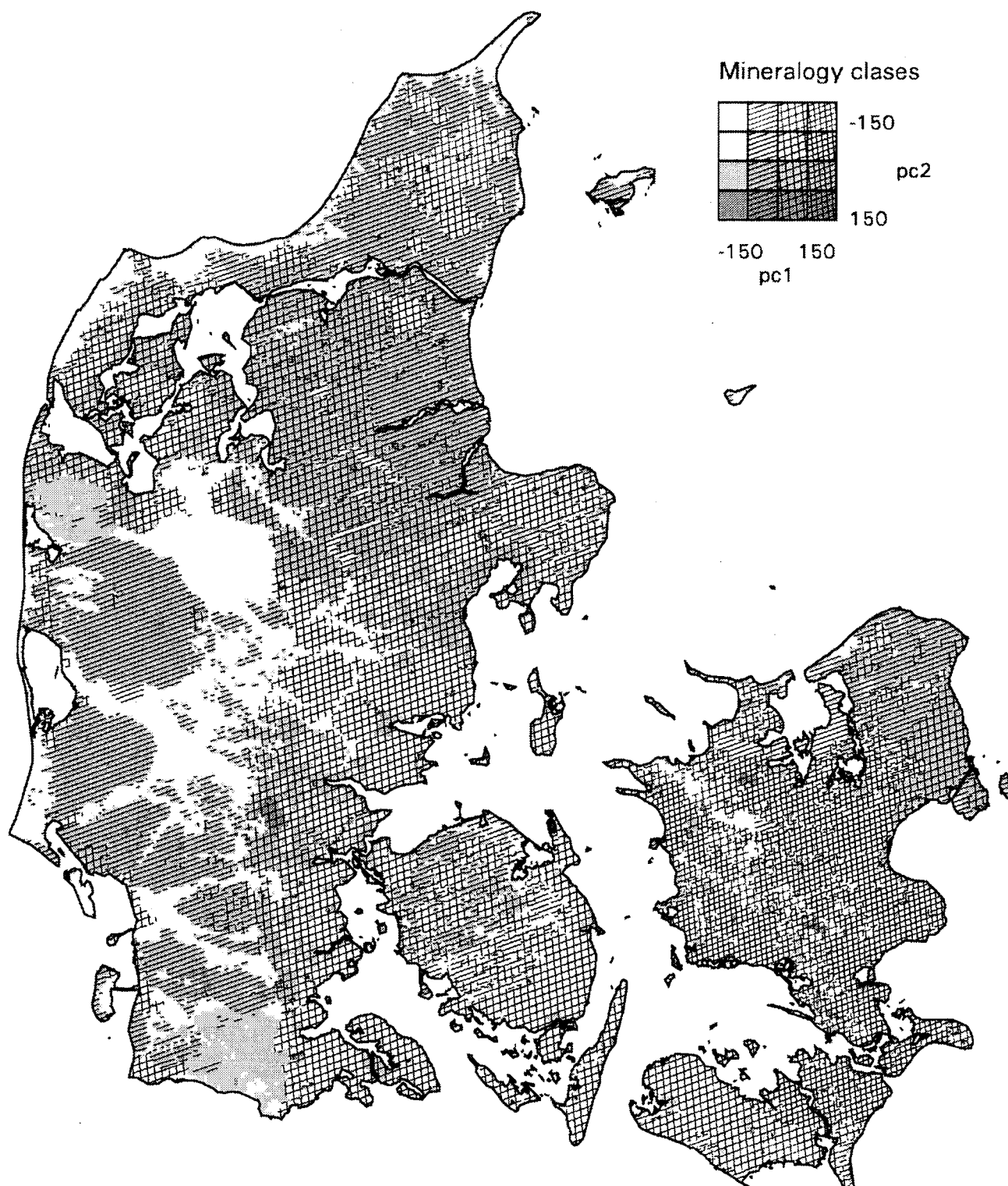
Figur 4.3 Den valgte ekstrapolationsmetode illustreret med muscovitindholdet i A/E-horisonter for sandet Weichselmoræne som eksempel. Se forklaring i teksten.

The chosen extrapolation method for muscovit content i A/E horizons for sandy Weichel morain.

Figur 4.4 De to mest betydende principal komponenter for A/E-horisonterne

The two most important principal components for A/E horizons





Figur 4.5. Samlet kort med seksten klasser af mineralogi konstrueret ud fra disse kort.

The resultant mineralogy classes on a map.

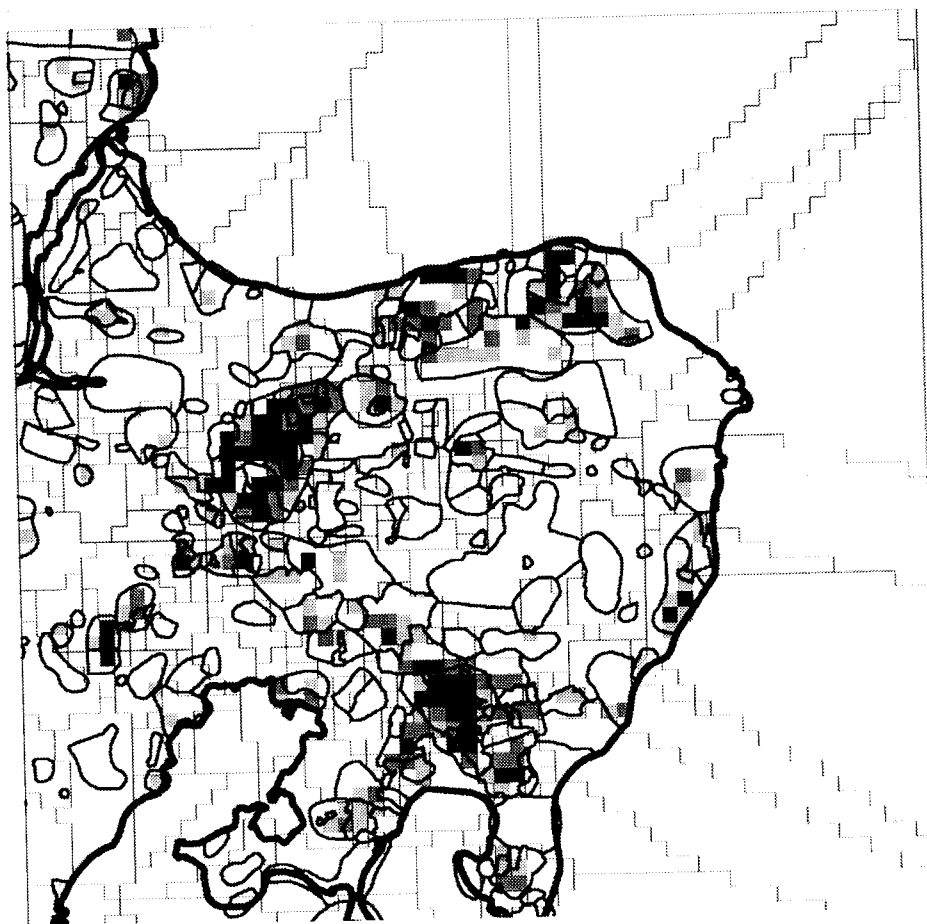
Skovregistreringen

Digitaliseringen af 4 cm-kortene indeholder ingen oplysninger om træartsfordeling, produktionsforhold m.m. i skovene. Disse oplysninger er hentet fra "skovregistreringen" i 1984 udført af Landbrugsministeriets Arealdatakontor for den daværende Skovstyrelse i Miljøministeriet. Skovregistreringen medførte en digitalisering af kort over skovegne med ensartet træartssammensætning, alder

af skoven, produktion m.m. Der er bl.a. på grund af den forskellige opløsning ikke en entydig sammenhæng mellem de digitaliserede skovegne og skovens placering på 4 cm-kortene. For at sikre sammenhængen mellem de to kort er hver kvadratkilometer i landet tildelt en skovegn efter nærmeste nabo princippet. Skovegnene er illustreret på Figur 4.6, der viser et udsnit af Djursland. For mange skovegne under 50 ha er der ikke noget kvadrat i 1-km nettet, der er tildelt til skovegnen. Arealet af skov i disse skovegne er imidlertid typisk under 25 ha og kvadratet er dermed ikke registreret som skov på det digitaliserede 4 cm-kort. Hermed udelades mange småskove i de resulterende overskridelseskort.

Figur 4.6. Kortet viser et udsnit af Djursland, hvor andelen af skov på det digitaliserede 4 cm-kort er vist med en gråtone, hvor hvid angiver mindre end 25% dækning og sort mere end 75% dækning i et 1 km² kvadrat. Skovegnene fra "skovregistreringen" i 1986 er indtegnet på kortet, og det er med en tyndere linie angivet, hvordan det samlede areal er fordelt på skovegnene.

Part of Denmark showing different forest coverages in 1 km² grid squares.



Arealopgørelse

Det digitaliserede 4-cm kort giver følgende opgørelse over areal af forskellige naturtyper i Danmark opgjort til denne undersøgelse (Tabel 4.1). Når den igangværende registrering af arealer omfattet af naturbeskyttelseslovens paragraf 3 tilendebringes vil der findes mere nøjagtige opgørelser over fordeling af naturtyper i landet, men pt anses dette for at være det bedst opnåelige.

Tabel 4.2. Fordelingen af naturtyperne hede, mose, ege-, bøge, gran- og fyrreskov opgjort på basis af det resulterende kort. Arealet af forskellige naturtyper i Danmark opgjort på baggrund af det digitale kortgrundlag.

Distribution of nature types based on the digitalized map.

Nature type	Heath	Bogs	Oak	Beech	Spruce	Pine
Area (km ²)	976	137	92	758	1.884	445

På baggrund af arealopgørelserne i skovregistreringen kan det anslåes, at arealet for bøge-, gran- og fyrreskov er undervurderet med omkring 10%. Arealet af egeskov er undervurderet med omkring 40%, sikkert på grund af den mindre udstrækning af egeskovene. Det kan tilsvarende skønnes, at arealet med moser vil være undervurderet med mellem 10 og 40% og arealet med hede med omkring 10%.

Græsarealer

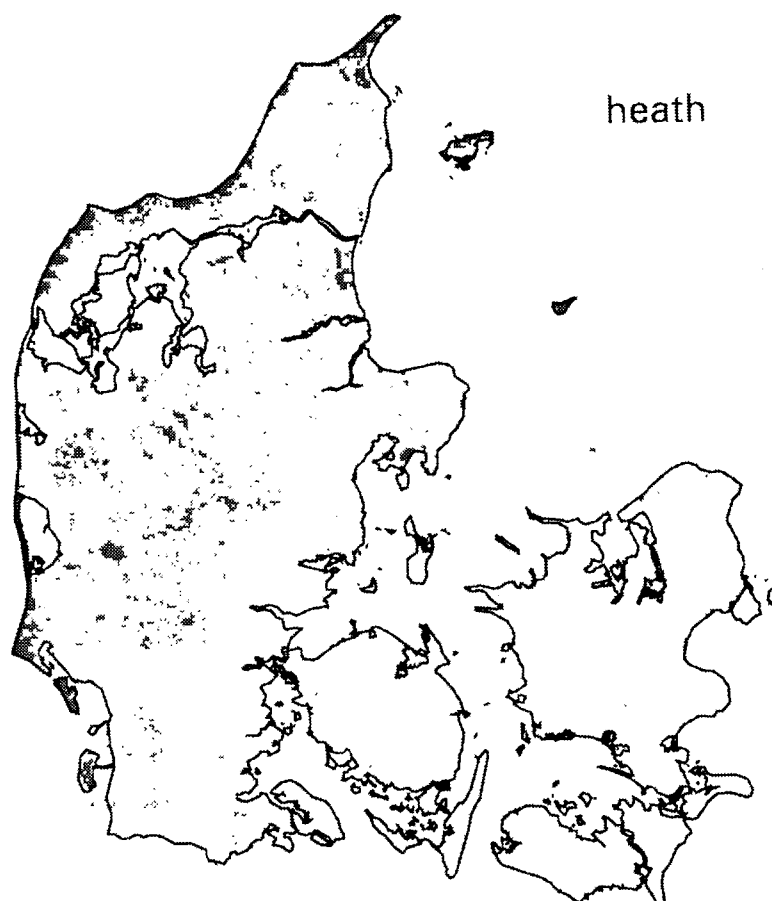
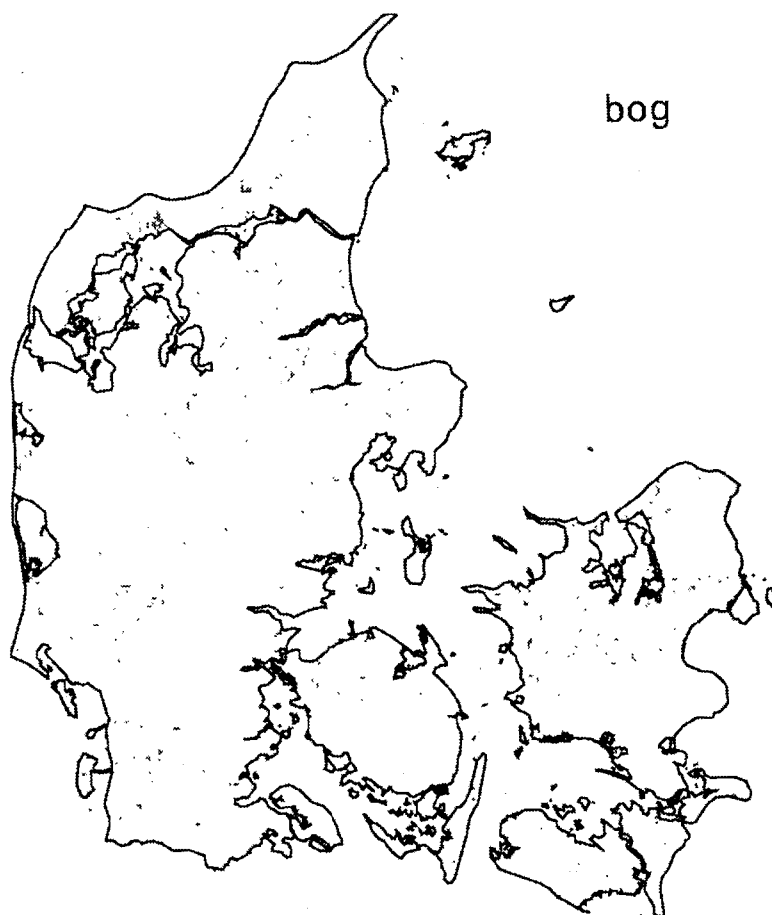
Det har ikke været muligt at finde registreringer af placeringen og udstrækningen af arealet med permanente, ekstensivt udnyttede græsarealer. Det er derfor valgt at anvende 4 cm-kortets angivelse af engarealer og fordele resten af græsarealet over det dyrkede land. Engarealet er væsentligt mindre end Danmarks Statistiks opgørelser over permanente græsarealer. Differencen mellem 4 cm-kortets engarealer og Danmarks Statistiks angivelser af permanente græsarealer er derfor opgjort for hver kommune og det resterende areal med permanent græs fordelt over 4 cm-kortets registrering af landbrugsarealer i kommunen. Områderne, hvor der beregnes tålegrænser for græs, dækker således det meste af landbrugsarealet. 4 cm-kortets angivelse af områder i landbrugsmæssig drift omfatter 34.000 km² medens Danmarks Statistik opgør arealet i landbrugsmæssig drift til 27.000 km² i 1993 (*Danmarks Statistik, 1994*). Dette er både et udtryk for, at det dyrkede areal er faldet siden datagrundlaget for 4 cm-kortet blev indhentet og for forskelle i opgørelsen af det dyrkede land.

Kort

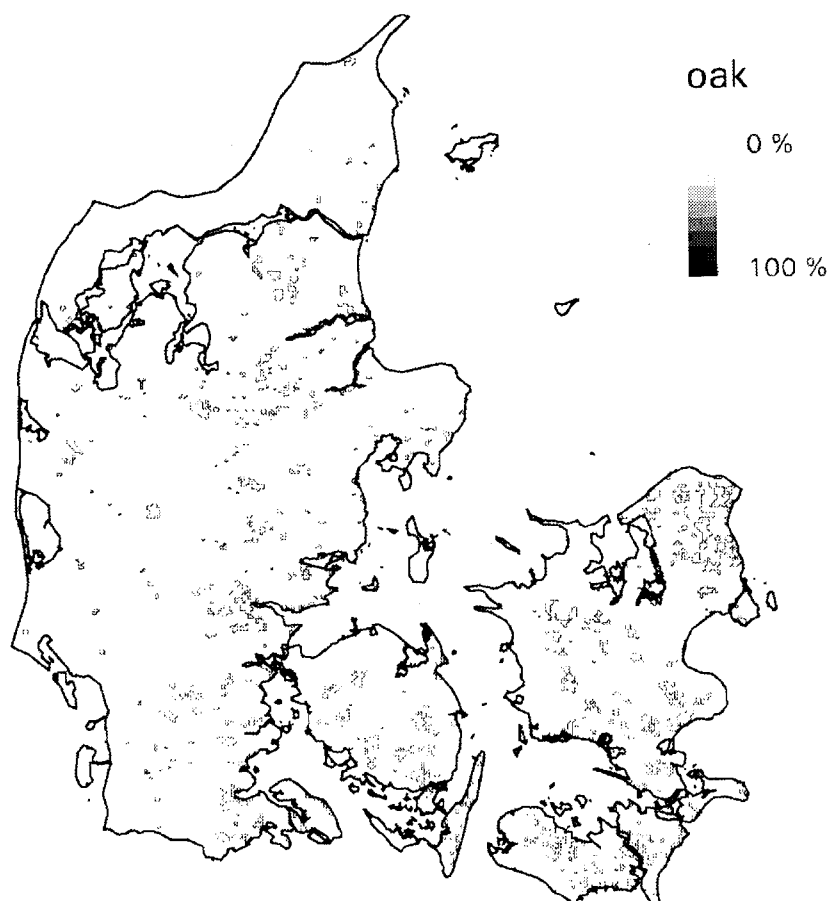
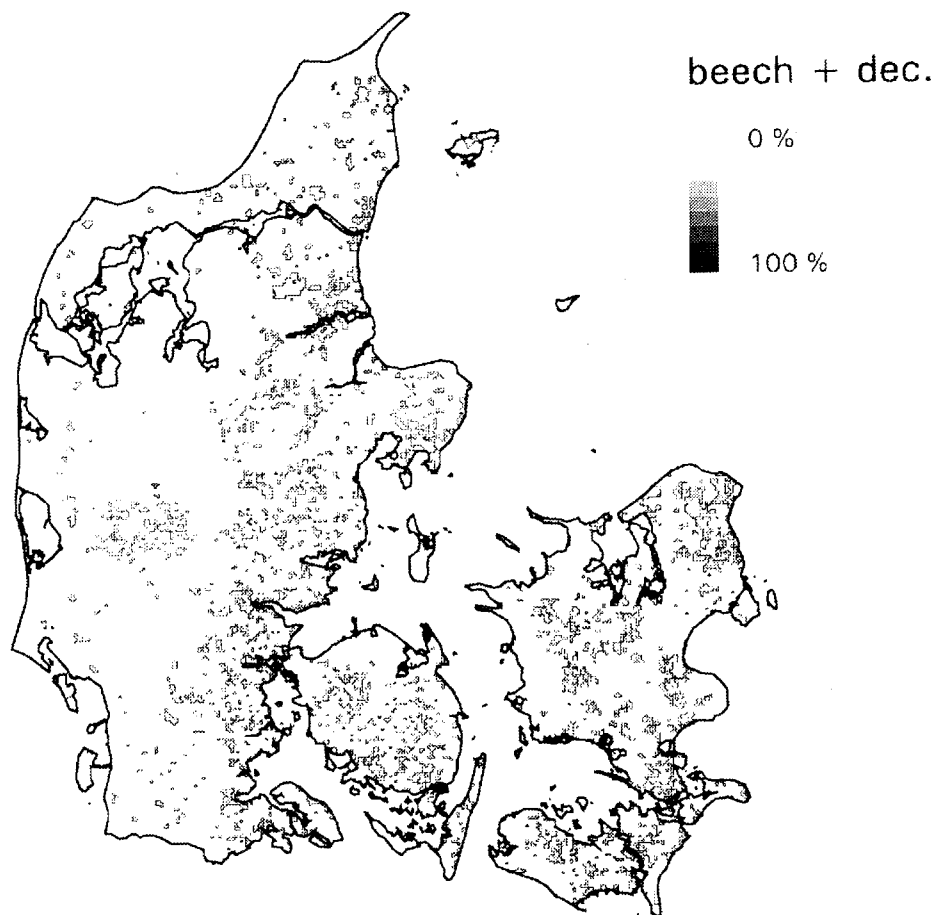
Figur 4.7 viser fordelingen af de forskellige naturtyper baseret på det digitale kortgrundlag. Udbredelsen af fyrreskoven er størst i Jylland, specielt på vestkysten, medens bøg hovedsagelig er udbredt i Østjylland og på Øerne. Egeskoven har ligeledes den største udbredelse på Øerne, specielt i Nordsjælland, men er dog mere jævnt fordelt. Granskove forekommer udbredt over hele landet med den største koncentration i Midtjylland. Udbredelsen af heder er væsentligt større end udbredelsen af moser og også større end udbredelsen af ege- og fyrreskov. Den største udbredelse af heder er områderne med klitheden langs den jyske vestkyst. Der findes dog også større hedeområder i Midtjylland. Moser er spredt som små områder over hele landet.

Figur 4.7 a, b, c, d.
Udbredelsen af naturtyperne hede, mose, ege-, bøge-, gran- og fyrreskov og permanente, ekstensivt drevne græsarealer.

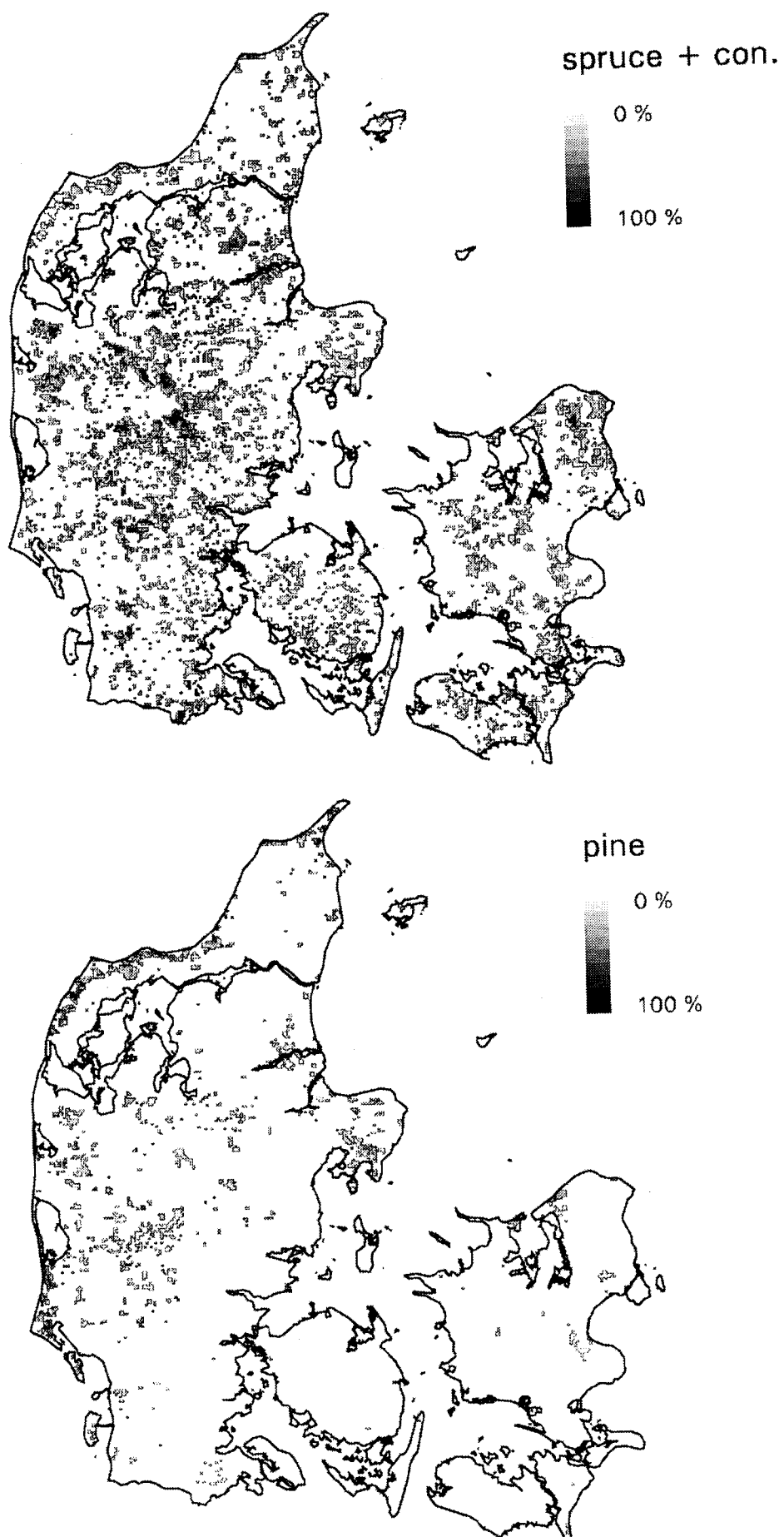
Distribution of different nature types in Denmark.



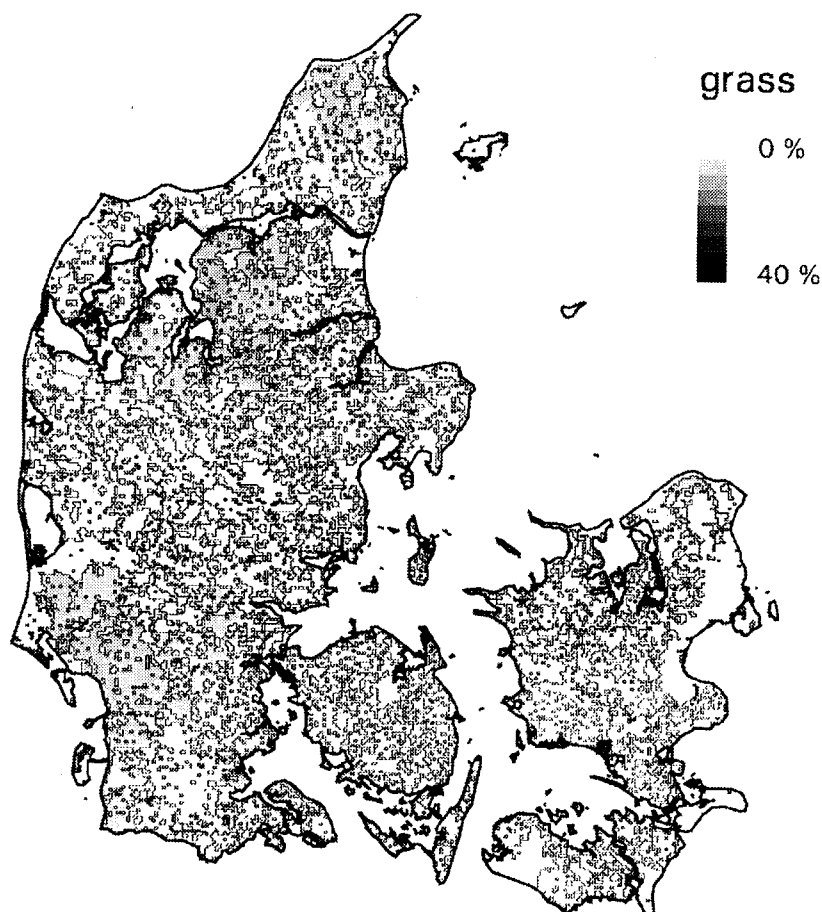
Figur 4.7b.



Figur 4.7c.



Figur 4.7d.



4.3 Depositionsberegninger

Hidtidigt datagrundlag

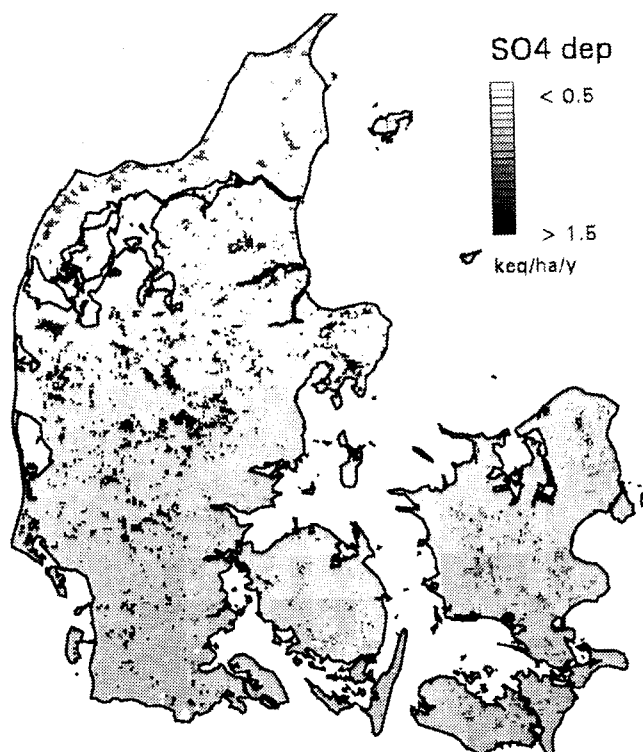
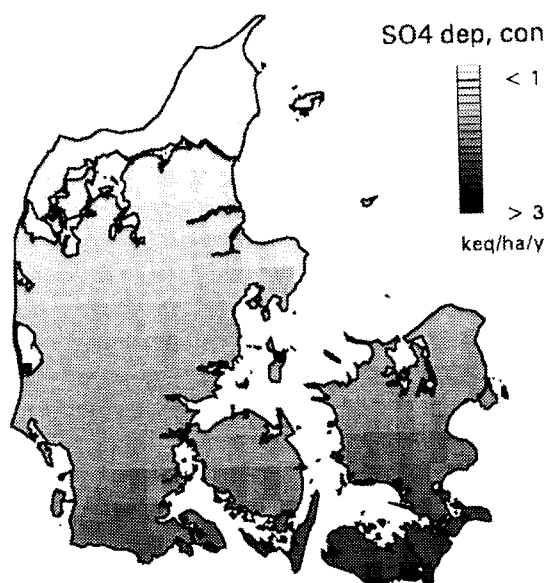
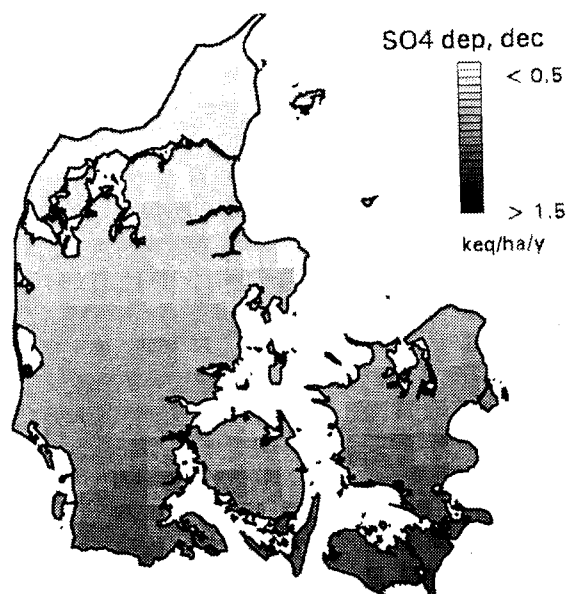
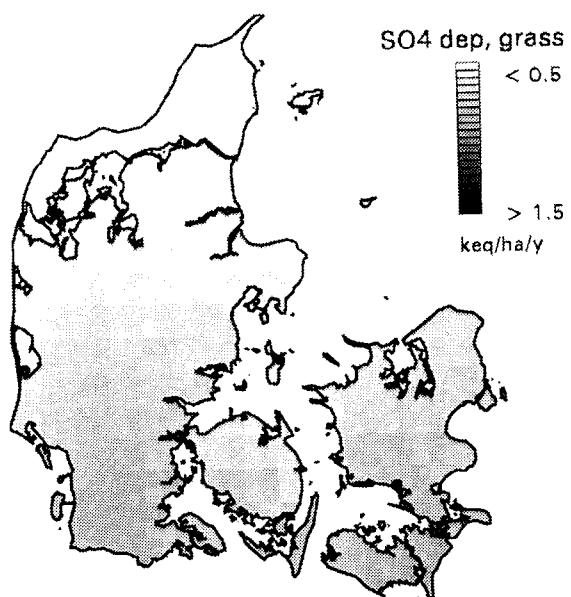
Der er til brug for tålegrænseregningerne og til beregning af overskridelser af tålegrænserne brug for beregnede depositioner af svovl, kvælstof og basekationer Ca, Mg og K. Da basekationerne og til en vis grad svovl kan balanceres af chlor fra depositioner af havsalt, er det endvidere nødvendigt at kende eller estimere depositionerne af Cl og Na. Ved de tidligere beregninger af tålegrænser i 1991 og 1993, har det anvendte datagrundlag bestået af EMEP-data for luftkoncentrationer af SO_2 , SO_4 , NO_2 og NO_3 fra 1984 og 1989, EMEP-tal for koncentrationer af SO_x , NO_3 og NH_4 i nedbør og en modelberegning foretaget af DMU for luftkoncentrationer af NH_3 og NH_4 .

Tørdepositionen af SO_x , NO_x og NH_y var i disse beregninger fundet ved at anvende forskellige depositionshastigheder for løvskov, nåleskov og lav vegetation.

Depositionen af basekationer blev bestemt ved at anvende en fast koncentration på 20 $\mu\text{eq/l}$ i nedbøren for hele landet. Tørdepositionen blev estimeret ved en simpel model, der sammenknyttede depositionen med afstanden til den jyske vestkyst med formlen (COWiconsult, 1991):

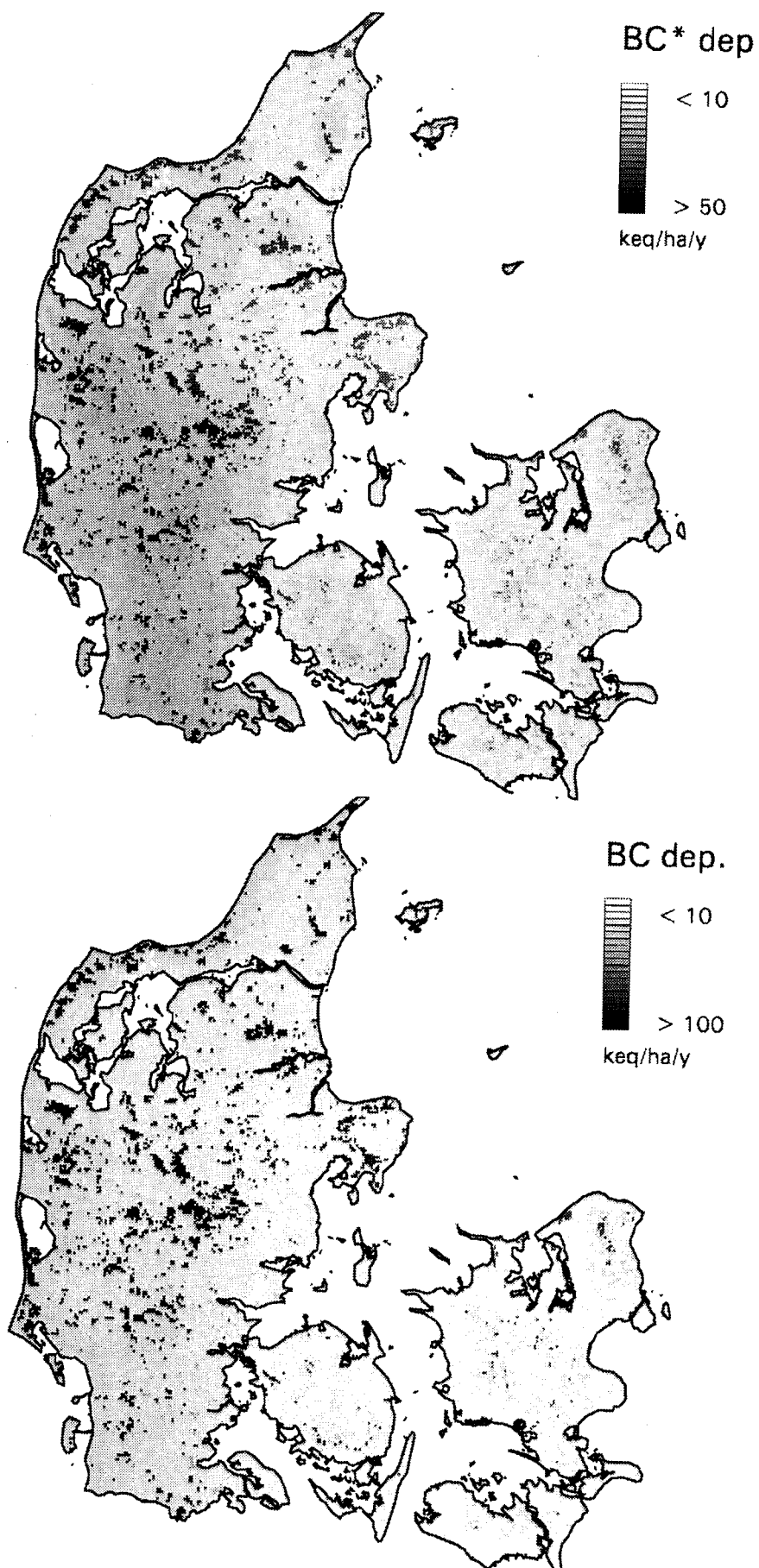
$$\log(\text{nedfald}) = a + b \log(\text{afstand fra vestkysten}).$$

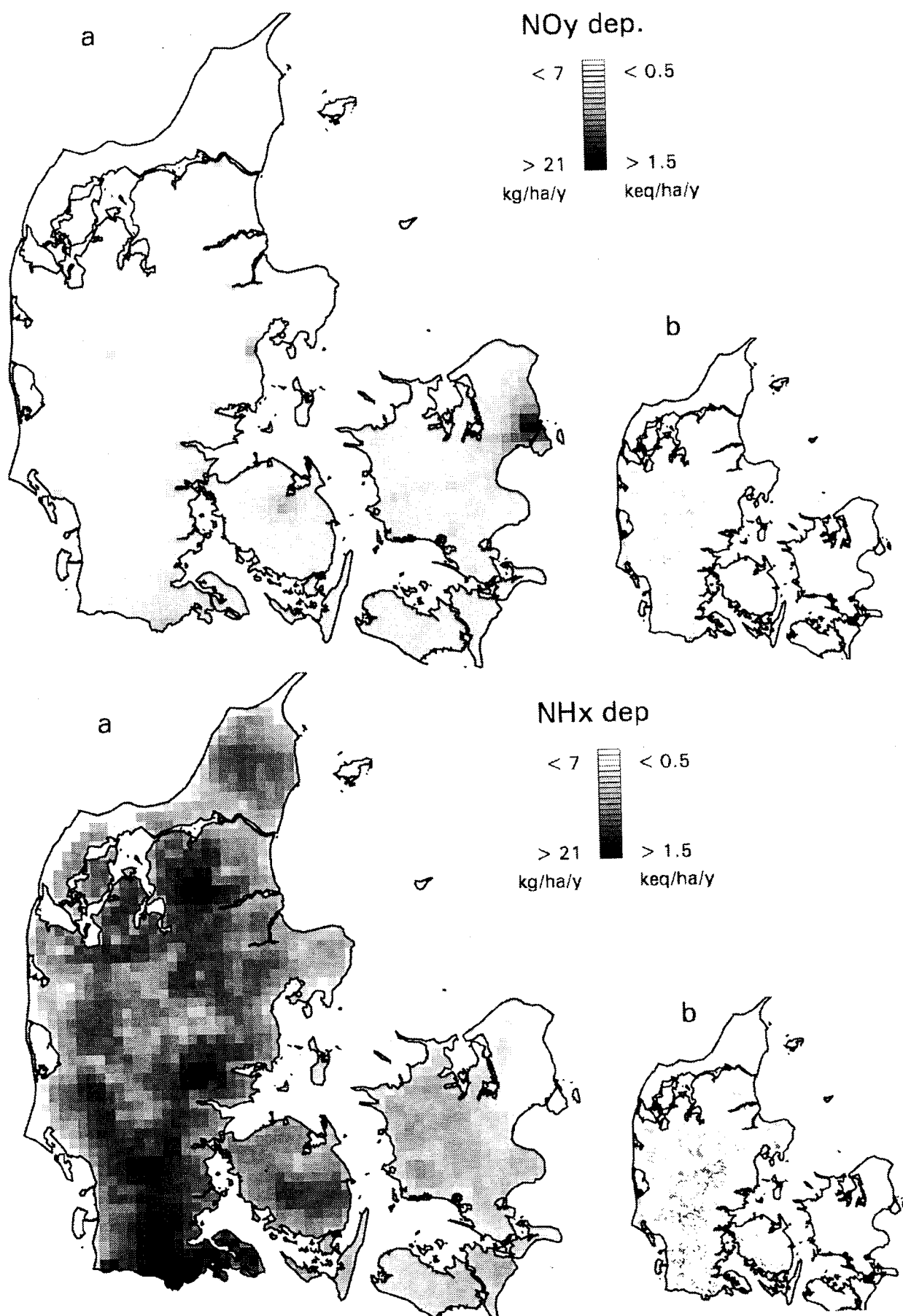
Beregnete depositioner ses i Figur 4.8a, b.



Figur 4.8a, b. Beregnede deposition af SO_2 og basekationer.
Calculated depositions of SO_2 and basecations.

Figur 4.8b.



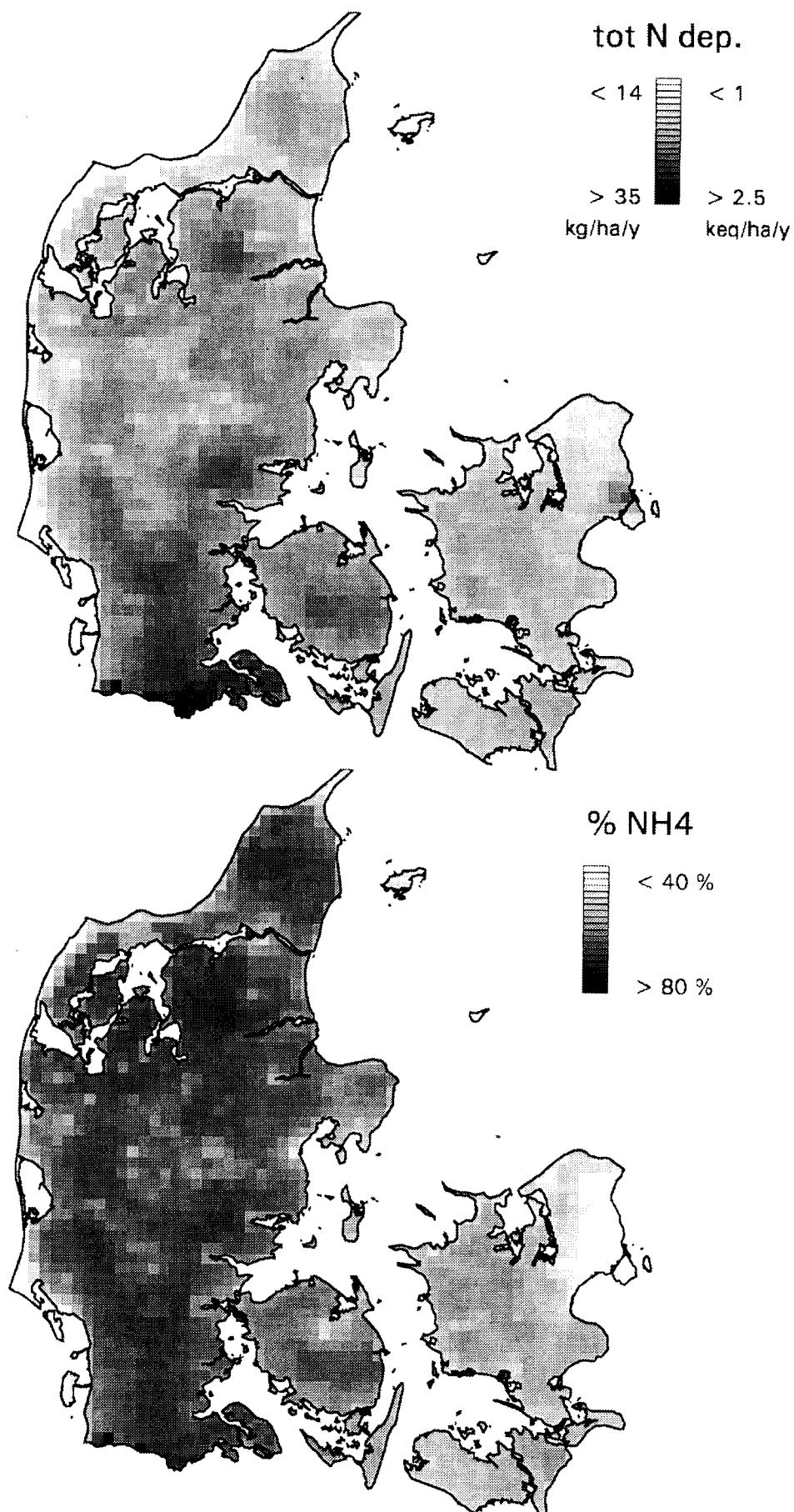


Figur 4.9. Beregnet deposition af NH_x og NO_y anvendt i den aktuelle kortlægning (a) og i 1991 kortlægningen (b).

Calculated deposition of NH_x and NO_y for the present calculation (a) and for the 1991 calculation (b).

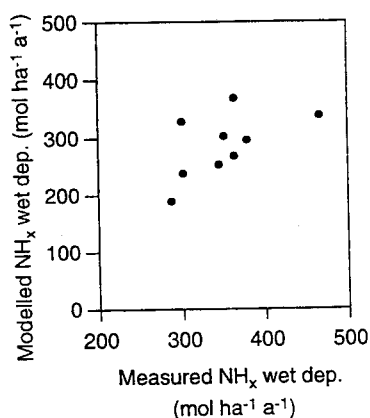
Figur 4.10. Beregnet deposition af total N og procenten af NH_x . Det ses, at bidraget fra NH_x i store områder er omkring 70%.

Total deposition af N and percentage of NH_x .



Nye beregninger

Det er til den fornyede tålegrænseberegning i 1994 skønnet, at et bedre estimat af ammonium- og nitratdepositionerne var væsentligst, dels fordi der for første gang bregnes tålegrænser for N-eutrofiering, dels fordi kvælstofdepositionerne var meget usikkert bestemt til de hidtidige beregninger. Der vil blive arbejdet på bedre danske beregninger af SO_x og basekationdepositionerne til kommende opdateringer. Indtil da er de eksisterende beregninger for svovl bibeholdt.



Figur 4.11. Målte og modellerede værdier af NH_4^+ (Asman, 1992).

Measured and calculated values of NH_4^+ .

Nye modelberegninger af våddeponeringen af NH_x er sammenlignet med målte værdier for den årlige deposition af NH_x (Asman, 1992; Hovmand og Grundahl, 1991). Der er fundet en rimelig sammenhæng mellem de målte og beregnede værdier idet de målte værdier dog i gennemsnit ligger 21% over de beregnede værdier. Den største fundne afvigelse er 60%. Den fundne sammenhæng mellem målte og beregnede værdier er illustreret i Figur 4.10. De fundne afvigelser ligger inden for den forventede usikkerhed på 30-40% på depositionsestimaterne. Afvigelsen kan yderligere delvis forklares ved tørdeposition af NH_3 på nedbørstragtene, og det er følgelig besluttet at anvende de modelberegne- de værdier for våddeponering af NH_x .

Der har ikke kunnet findes en tilsvarende sammenhæng mellem målte og beregnede våddeponeringer af NO_y . De målte forskelle mellem våddeposition af NO_y er endvidere under 30% og det er derfor besluttet at anvende gennemsnittet af de målte værdier for hele Danmark.

Filterfaktorer

Ved tidligere beregninger har filterfaktorer været anvendt til at omfordele den beregnede deponerede mængde NH_x/NO_y indenfor et EMEP-kvadrat for at kompensere for den højere tørdeposition i skove i forhold til lavere vegetationstyper. Anvendelsen af filterfaktorer er imidlertid uheldig, dels fordi det er vanskeligt at skaffe troværdige værdier, dels fordi beregningsmetoden giver forskelle mellem kvadrater med forskellig dækning af skov (Asman, 1992). Anvendelsen af filterfaktorer er da heller ikke anbefalet i den nyeste udgave af Guidelines for Mapping (Downing et al., 1993).

Tørdeposition af NH_x og NO_y

Selvom NH_3 bidrager kraftigere til den totale tørdeposition af NH_x end NH_4^+ aerosoler, eksisterer der meget få målinger af NH_3 , og det har ikke været muligt at checke resultatet af de modelberegne- de depositioner. Det ville endvidere p.g.a. den store geografiske variation af NH_3 kræve et meget fintmasket målnet, hvis et depositionsestimat skulle baseres på målinger. De målte NH_4^+ koncentrationer ligger ca. 10% under de beregnede, og målingerne er vel korrelerede med de beregnede værdier. Det er derfor besluttet at anvende de modelberegne- de værdier for tørdeposition af NH_x .

Tørdeposition af NO_y består af NO , NO_2 (summen af NO og NO_x), gasformig HNO_3 og partikulært NO_3^- . I Danmark er næsten al NO_x i form af NO_2 uden for byerne. Disse målinger er ikke i modstrid med de beregnede koncentrationer. HNO_3 og partikulært NO_3^- behandles i TREND-modellen som en samlet kompo-

nent, tNO_3 . De modelberegnete tNO_3 -koncentrationer er omkring 30-35% lavere end målte værdier. Den samlede deposition vil endvidere afhænge af forholdet mellem HNO_3 og NO_3^- på grund af forskellige depositionshastigheder, så selvom de beregnede koncentrationer var korrekte, kan den beregnede deposition være forkert i enkelte punkter (*Asman, 1992*). Selvom der er en vis usikkerhed på den beregnede tørdeposition af tNO_3 er det alligevel besluttet at anvende modelberegnete værdier for tørdeposition af NO_x , idet depositionen af NO_x forventes at være 40% større end depositionen af tNO_3 .

5 Tålegrænser

I forbindelse med den fornyede kortlægning af tålegrænser i 1994 er der foretaget beregning af tålegrænsen for den forsurende effekt af svovl og kvælstof, tålegrænsen for N-eutrofiering og af overskridelser af tålegrænserne. Alle beregninger er udført med Multimashine-modellen, der er en simplificeret udgave af den jordbundskemiske model PROFILE udviklet specielt til tålegrænseregninger. Tålegrænser for forsuring for græs er dog beregnet med den simple massebalancemodel SSMB på basis af forvittringsrater beregnet med Multimashine-modellen. Beregningerne følger retningslinierne i "Guidelines for the Compenation and Mapping og Critical Loads and Exceedances of Sulphor and Nitrogen in Europe" (Posch et al., 1993).

Datagrundlag og beregninger

Datagrundlaget for beregningerne omfatter landsdækkende kort for jordbundsmineralogi, deposition af svovl, kvælstof og basekationer, nedbør og afstrømning, udbredelsen af skove og permanente græsarealer og produktion af ved i skovene. Datagrundlaget er nærmere beskrevet i kapitel 4. Alle data er til denne beregning aggregeret på et 1 km kvadratnet. Opløsningen af depositionsdata er dog kun 5 km.

Tålegrænsen for forsuring er beregnet for bøg-, eg-, gran- og fyrreskov samt for permanente, ekstensivt drevne græsarealer. Tålegrænsen for N-eutrofiering er beregnet for bøg-, eg-, gran- og fyrreskov. Der er desuden anvendt en empirisk fastsat grænseværdi for heder og moser.

Percentilkort

For at mindske usikkerheden på tålegrænsekortene, er de beregnede data aggregeret på et 5x5 km net ved at anvende 5-percentilen. Fortolkningen af denne værdi er, at tålegrænsen for et 5x5 km kvadrat er den deposition, hvor maksimalt 5% af økosystemerne i kvadratet skades.

Figur 5.1 viser antallet af beregninger pr. 5x5 km kvadrat ved beregning af tålegrænser for forsuring. Den anvendte digitalisering af Kort- og Matrikelstyrelsen 4 cm kort har en opløsning på 25 ha. Der kan derfor maksimalt beregnes tålegrænser for fire forskellige økosystemer på et 1x1 km kvadrat svarende til 100 beregninger for et 5x5 km kvadrat. Det nødvendige antal beregninger er imidlertid under 20 for de fleste kvadrater svarende til at 5 percentilen er den laveste beregnede tålegrænse.

Forsuring

Tålegrænsen for forsuring er defineret som:

- CL(A): $ANC_w - ANC_{l(crit)}$
ANC_w: syreneutraliserende kapacitet produceret ved mineral forvitring
ANC_{l(crit)}: udvaskning af syreneutraliserende kapacitet ved tålegrænser

Denne definition af tålegrænsen indeholder ikke led, der knytter sig til deposition og optaget af basekationer og kvælstof. Disse led

er i stedet knyttet til beregningen af overskridelsen af tålegrænsen:

$$EX(A) = S_{dep} + N_{dep} - BC_{dep}^* + BC_{u(crit)} - N_{u(crit)} - N_{i(crit)} - Cl(A)$$

dep: deposition

u(crit): optag ved tålegrænsen

i(crit): immobilisering ved tålegrænsen

calculations pr grid



Figur 5.1. Antallet af beregninger pr. 5x5 km kvadrat ved beregning af tålegrænser for forsuring.

Number of calculations used per quadrat for critical loads for acidity.

Den beregnede tålegrænse $CL(A)$ vil altså normalt være lavere end den acceptable deposition af S og N, dvs. den kritiske deposition af S og N, $C_d(A)$, se afsnit 3.4.

Resultater

Tålegrænserne for forsuring for bøg, eg, gran og fyr er præsenteret på Figur 5.2 og 5.3. Prikken angiver placeringen af et punkt, hvor tålegrænsen er beregnet, medens farven angiver størrelsen af tålegrænsen. Prikkerne repræsenterer hver et areal mellem 25 ha. og 1 km². Størrelsen af punkterne er altså overdrevet på kortene. Tålegrænsen for bøg og eg ligger fra 0.5 keq/ha/år og opefter med en enkelt lavere værdi for eg og en del lavere værdier for bøg på særligt udsatte steder. Det samlede antal beregninger samt den forsurende effekt af kvælstofdeposition og -optag er gengivet i Tabel 5.1.

Tabel 5.1. Beregnede værdier for tålegrænser, forvitring og optag af basekationer samt den forsurende effekt af kvælstofdeposition og optag.

Calculated values for critical loads, deposition and uptake of basekations and the acidifying effect of nitrogen deposition.

Vegetation type	Calculations	BC_w keq/ha/y	BC_u keq/ha/y	$AC_{N \text{ uptake}}$ keq/ha/y	$CL(A)$ keq/ha/y
Beech	2.825	1.56±1.06	0.46±0.08	-0.71±0.54	1.76±0.58
Oak	448	2.23±1.58	0.42±0.07	-0.53±0.58	1.51±0.46
Spruce	5.480	0.39±0.45	0.42±0.02	-1.38±0.42	2.53±0.89
Pine	1.035	0.13±0.21	0.08±0.03	-1.05±0.49	1.66±0.52

Det ses at de beregnede forvittringsrater for bøg og eg som følge af den større effektive roddybde er langt større end for gran og fyr. Den beregnede gennemsnitlige forvittringsrater for fyr er endvidere væsentligt lavere end forvittringsraten for gran, da fyr oftest plantes på dårligere jorder. Til trods for den lavere forvittringsrater er de beregnede tålegrænser højest for gran og på samme niveau for de øvrige træarter. Den beregnede tålegrænse for eg er endda lavere end den beregnede mineralforvittring svarende til en berigelse af rodzonen med syreneutraliserende kapacitet ved tålegrænsen. Dette hænger sammen med det anvendte kriterie, hvor BC/Al -forholdet skal være større end én i hel rodzonen. Den forholdsvis lave tålegrænse for bøg og eg i forhold til den store mineralforvittring hænger sammen med det større optag af kvælstof og dermed større forsuring af de øvre jordlag for disse træarter.

Percentilkort

Resultaterne er præsenteret på farvekort bagest i kapitlet. Figur 5.4 viser den beregnede tålegrænse på 5 percentilniveau og overskridelsen heraf ved det aktuelle depositionsniveau. Tålegrænsen for forsuring ligger over 1 keq/ha/år i det meste af landet. Der er dog et større område i det nordøstlige Jylland og på Djursland, hvor tålegrænsen ligger mellem 0.75 og 1.0. Den dominerende jordbund i dette område er sandet Weischel moræne.

De største overskridelser af tålegrænsen forekommer i Midtjylland, på Djursland og på enkelte meget følsomme lokaliteter på øerne. De store overskridelser i Sønderjylland skyldes hovedsage-

ligt en for høj beregnet kvælstofdeponering. De største overskridelser ligger dermed i områder, hvor ammoniakdepositionen og dermed den samlede deposition af forsurende stoffer er størst. På Figur 5.6.a er det grænsesættende økosystem i hver 5x5 km kvadrat vist. Græs er grænsesættende for en stor del af arealet, hvor der ikke findes skovøkosystemer, men også, især i Jylland, i en del felter, hvor der findes skov. For skoven er eg og bøg grænsesættende på øerne, medens gran og fyr er grænsesættende i det nordlige og vestlige Jylland samt tildels på Djursland. Dette hænger bl.a. sammen med udbredelsen af træarterne, hvor løvtræerne kan forekomme i mindre udstrækning i Nord- og Vestjylland.

N-eutrofiering

Tålegrænsen for N-eutrofiering beregnes for skov ved anvendelse af en simpel massebalance for kvælstof eller alternativt ved anvendelsen af Multimaschine-modellen. Det anvendte kriterie er her, at der stort set ikke må udvaskes kvælstof fra skovene da udvaskning af nitrat trækker basekationer med ud af jorden, hvorved der på længere sigt kan opstå ubalance i de tilgængelige næringsstoffer. Kriteriet er sat til 2 kg/ha/år, da udvaskningen pga. skovdriften forventes at kunne være af denne størrelsesorden eller større. Optag, immobilisering og denitrifikation beregnes med en kvælstofdeposition svarende til tålegrænsen og et kvælstofoptag svarende til den nuværende produktionsklasse evt. begrænset af langtidstilgængeligheden af næringsstoffer. Den anvendte ligning er:

$$Cl_{nut}(N) = N_{u(crit)} + N_{i(crit)} + N_{l(crit)} + N_{de}$$

$Cl_{nut}(N)$:	tålegrænsen for N som næringsstof
u:	uptake ved tålegrænsen
i:	immobilisering ved tålegrænsen
l:	udvaskning ved tålegrænsen
de:	denitrifikation

Der anvendes en formel til beregning af denitrifikationen, hvor denitrifikationen afhænger af den tilgængelige kvælstof, dvs. også af depositionen og dermed af tålegrænsen, da alle størrelser beregnes ved tålegrænsen (Sverdrup & Ineson, 1993).

Dette er dog ikke noget problem ved anvendelse af Multimaschine-modellen, hvor tålegrænsen findes ved iteration. De beregnede tal for tålegrænsen samt for N_u og N_{de} er vist i Tabel 5.2. De lave denitrifikationsrater for gran og fyr skyldes dels en lille mængde tilgængelig kvælstof i de øverste jordlag dels den forholdsvis lave pH i disse jorder. Der er ved beregninger anvendt en immobiliseringsrate på 3 kg N/ha/år, hvilket er forholdsvis højt i forhold til, hvad der f.eks. anvendes i de øvrige nordiske lande. På trods heraf ligger de beregnede tålegrænser mellem 0.35 og 2 keq/ha/år svarende til mellem 5 og 30 kg N/ha/år. Den største del af arealet har med denne beregning en tålegrænse mellem 7 og 12 kg N/ha/år, hvilket forekommer at være lavt sammenholdt med de kendte effekter af gødskningsforsøg i danske skove.

Tabel 5.2. Beregnede værdier for tålegrænsen for N som næringsstof-optaget og denitrifikationen af N.

Calculated values for critical loads for nutrient nitrogen, nitrogen uptake and denitrification.

Vegetation type	Calculations	N _u keq/ha/y	N _{de} keq/ha/y	Cl(N) keq/ha/y
Beech	2.825	0.89±0.16	0.26±0.18	1.57±0.25
Oak	448	0.64±0.10	0.46±0.27	1.50±0.30
Spruce	5.480	0.39±0.14	0.04±0.02	0.82±0.14
Pine	1.035	0.15±0.05	0.04±0.02	0.58±0.05

Empiriske værdier for heder og moser

Ud over skov er tålegrænsen for N-eutrofiering fastlagt for heder og moser. Tålegrænsen for disse økosystemer er fastlagt på baggrund af anbefalinger fra UN-ECE workshoppen om tålegrænser for kvælstof (Grennfelt & Thörnelöf, 1991; UBA, 1993) og hørings-svar fra en række danske eksperter. Tålegrænsen er foreløbigt fastsat til 5 kg N/ha/år for moser og 10 kg N/ha/år for heder jvf afsnit 3.5.

Der findes danske undersøgelser, der understøtter anvendelsen af en lav værdi for højmoser (Åby, 1994). For heder kræver samspillet mellem kvælstofbelastning og forskellige plejestrategier flere undersøgelser. Bedre værdier og metoder til fastsættelse af tålegrænser for heder vil formentlig følge som et resultat af Heath-projektet under det Strategiske Miljøforskningsprogram.

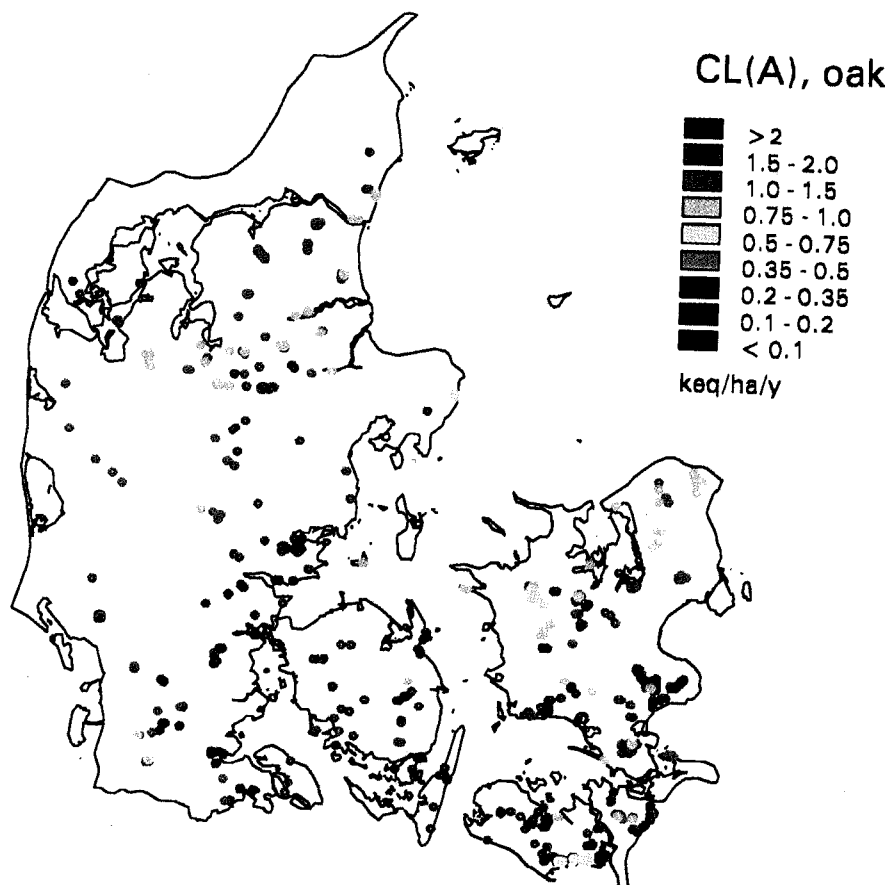
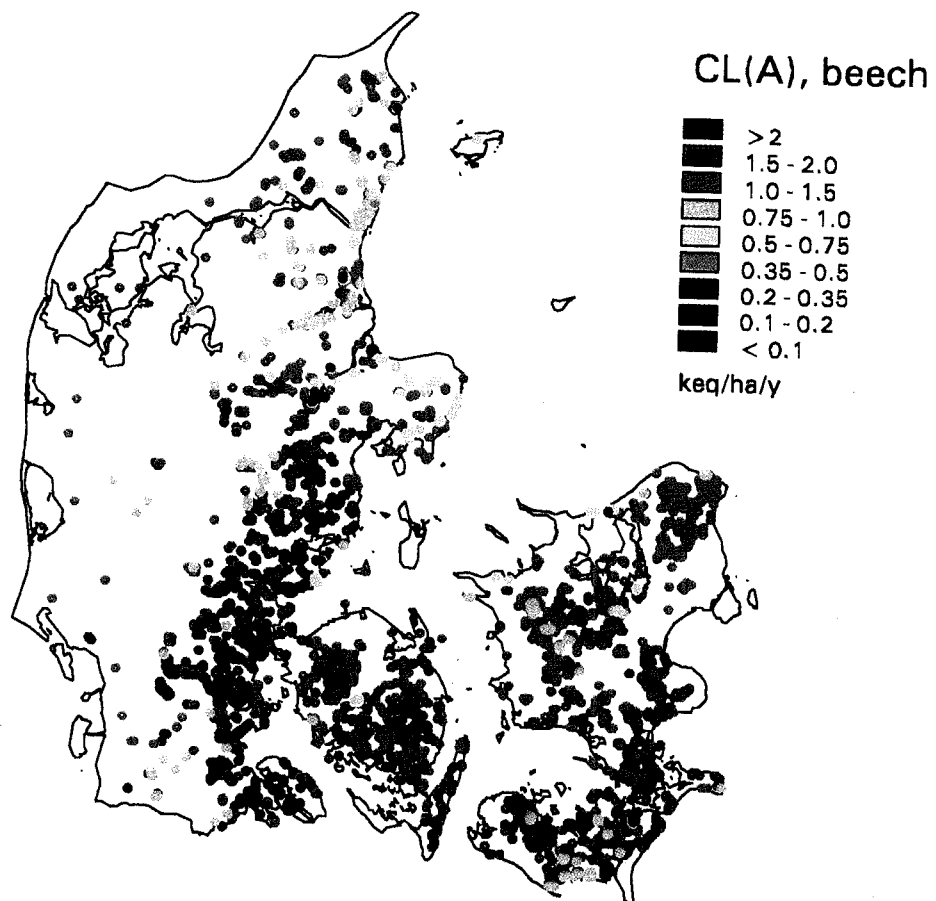
Percentilkort

Figur 5.5 viser tålegrænser for N-eutrofiering beregnet for bøg, eg, gran, fyr, heder og moser samt overskridelser heraf ved dagens depositions-niveauer. De viste værdier er 5-percentilværdier aggregeret på et 5x5 km net. Økosystemerne langs den jyske vestkyst er mest følsomme med tålegrænser mellem 4.9 og 7 kg N/ha/år, medens tålegrænsen for Midt- og Vestjylland ligger på 7-12 kg/ha/år. Østjylland og øerne er mindre følsomt med tålegrænser mellem 12 og 28 kg/ha/år. Selvom tålegrænsen er lavest langs vestkysten af Jylland er overskridelserne her langt lavere end for den indre del af Jylland, hvor ammoniakdepositionen er størst. Overskridelserne ligger her fra 12 kg/ha/år til over 14 kg/ha/år.

Figur 5.6b viser hvilket økosystem, der har været grænsesættende. For den største del af arealet har gran været grænsesættende. Fyr har dog været grænsesættende, hvor det forekommer, dvs. hovedsagelig langs Jyllands vestkyst og på Djursland. Moseområder har også været grænsesættende stort set hvor de forekommer på baggrund af den lavt fastsatte tålegrænse for moser, medens hedeområder kun i få tilfælde har været grænsesættende, idet nærliggende områder med fyr er beregnet som mere følsomme.

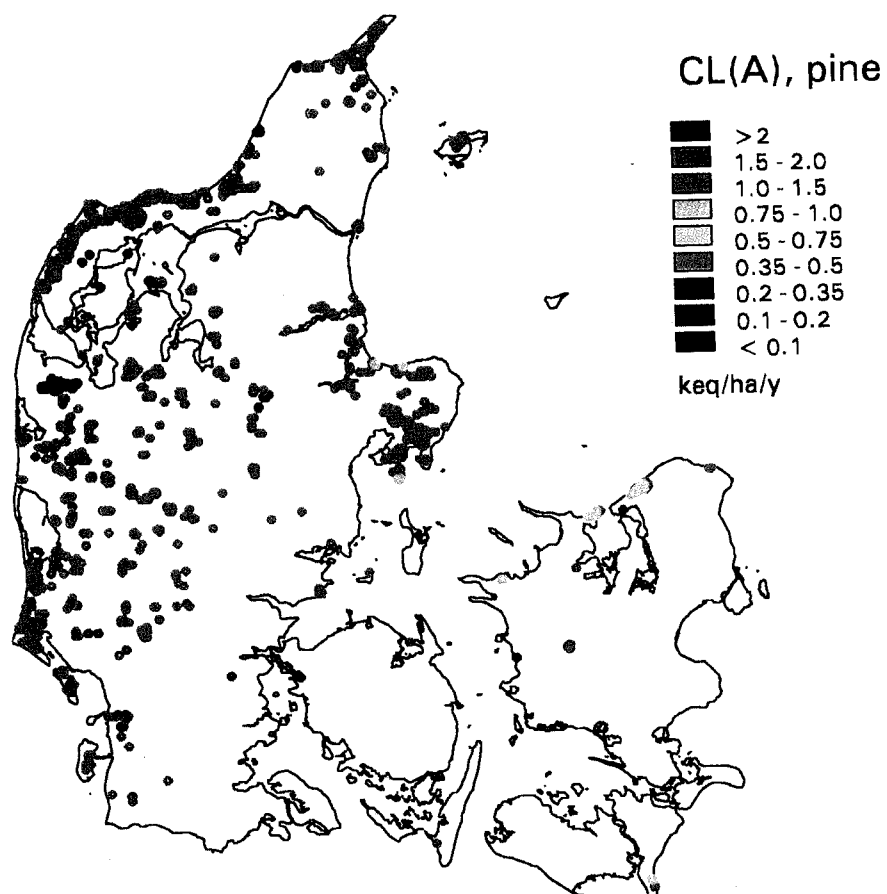
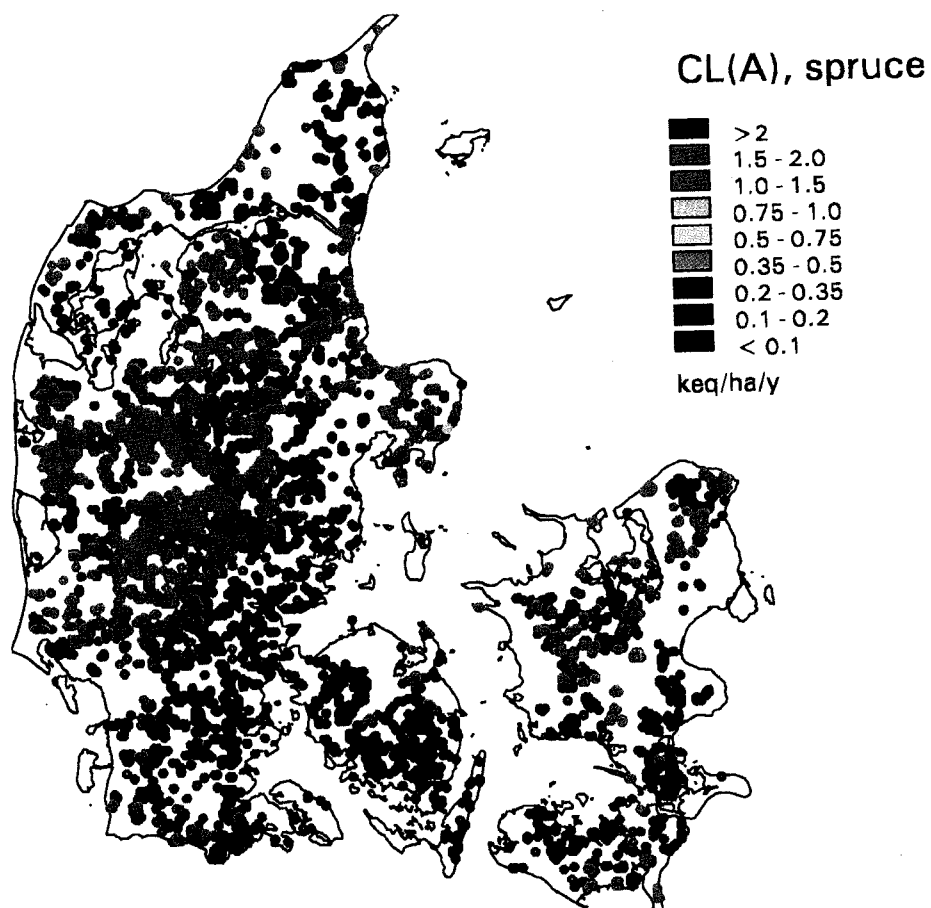
Figur 5.2. Tålegrænserne for
forsuring for bøg og eg.

Critical loads for acidity for
beech and oak.



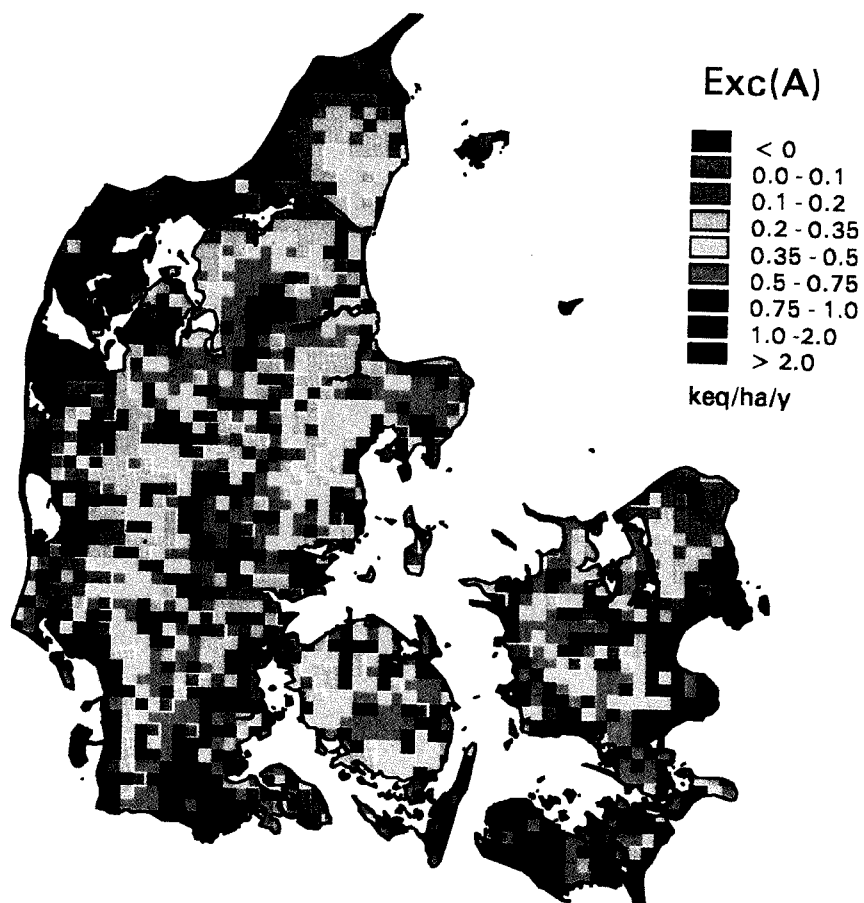
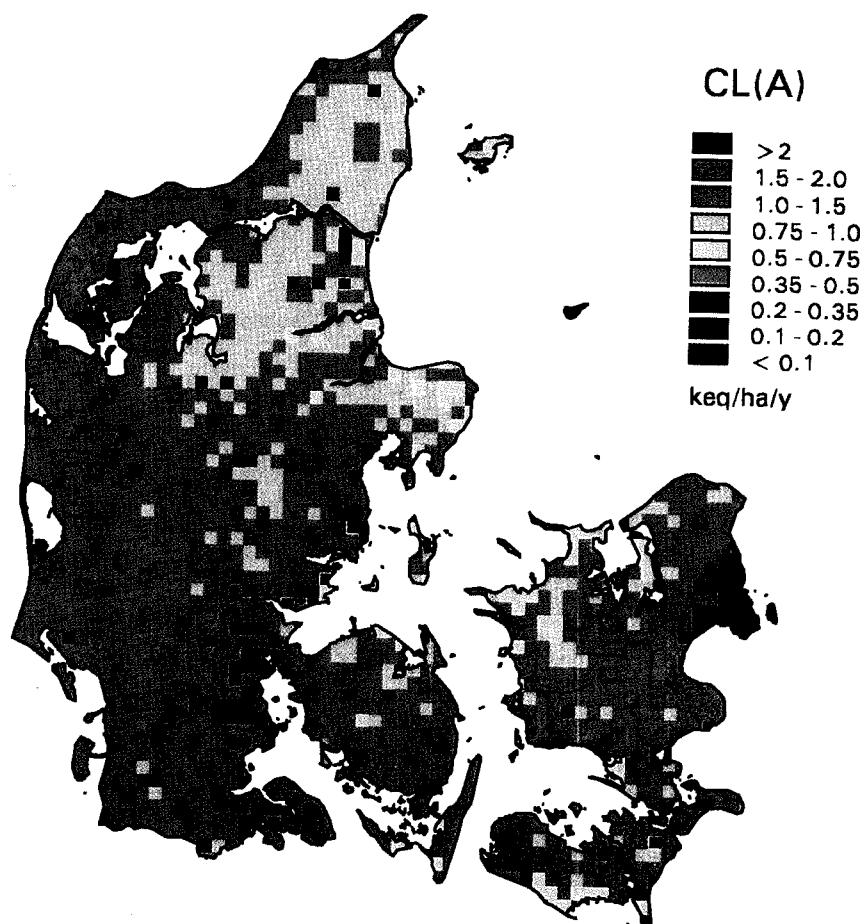
Figur 5.3. Tålegrænserne for
forsuring for gran og fyr.

Critical loads for acidity for
spruce and pine.



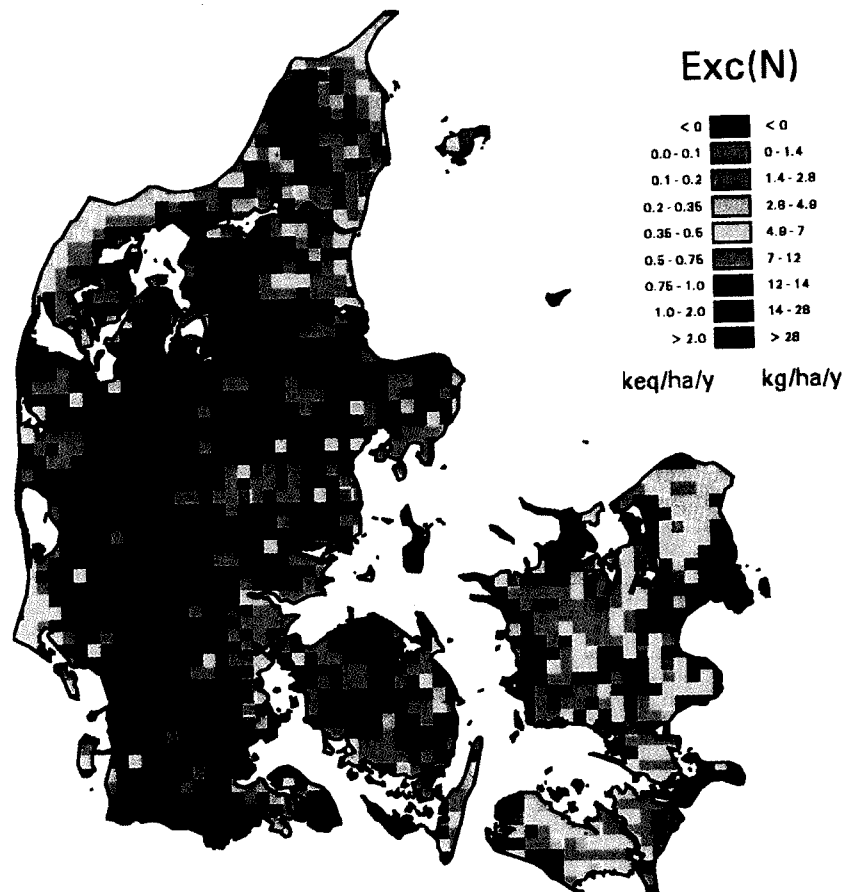
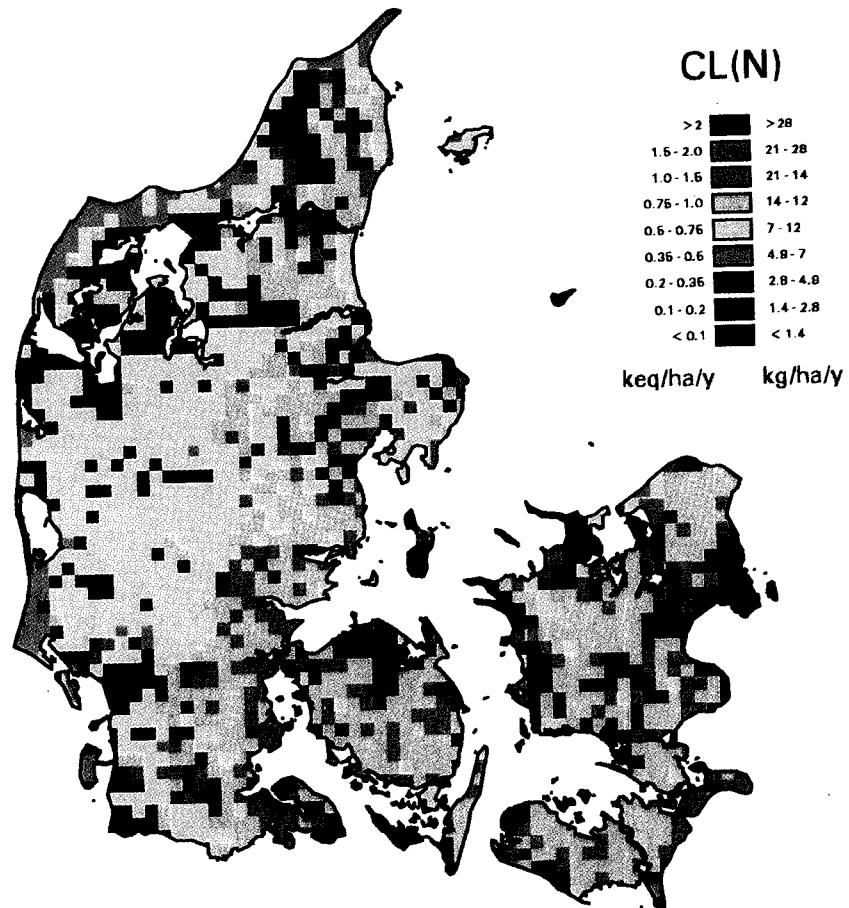
Figur 5.4. Beregnede tålegrænse på 5 percentilniveau og overskridelsen heraf ved det aktuelle depositions-niveau.

Calculated critical loads and exceedances at actual deposition values.



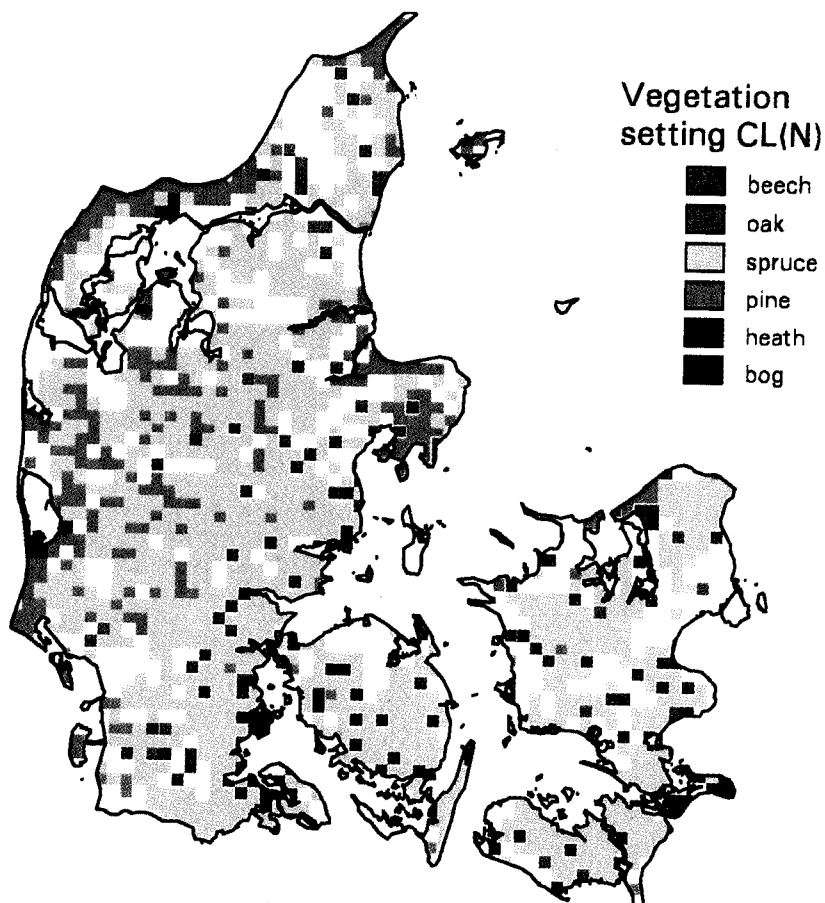
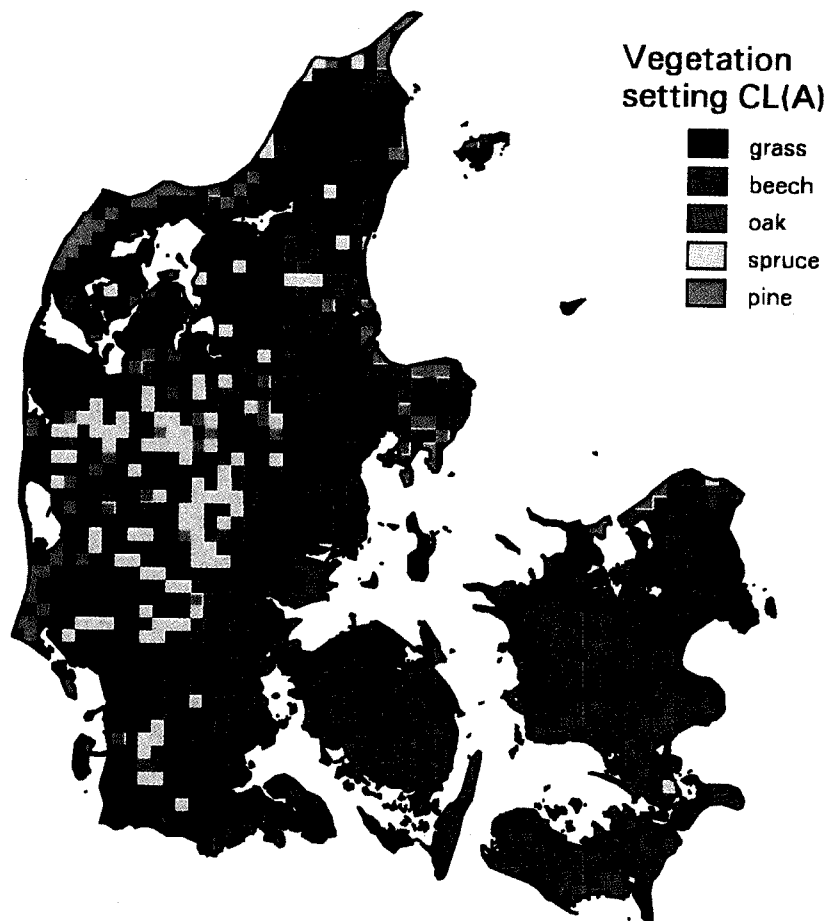
Figur 5.5. Tålegrænser for N-eutrofiering beregnet for bøg, eg, gran, fyr, heder og moser samt overskridelser heraf ved aktuelle depositions niveauer.

Critical loads and exceedances for nutrient nitrogen at present deposition.



Figur 5.6. Grænsesættende økosystemer fundet ved tålegrænse beregningerne.

Limiting ecosystem type for critical load calculations.



6 Diskussion og konklusion

Metoder

Metoderne til kortlægning af tålegrænser for forsuring er udviklet i en proces, der har involveret forskere og inkluderet forskningsresultater fra de europæiske lande, USA og Canada over en årrække. Selvom der stadig foregår en videnskabelig diskussion om svagheden og mangler ved de vedtagne metoder (Løkke *et al.*, 1995), og selvom der til stadighed fremkommer nye forskningsresultater, fremstår de anvendte metoder i dag som alment accepterede internationalt. Metodernes troværdighed er dog størst for skovjord og søer i produktionsskove, medens anvendeligheden for andre naturtyper er mindre godt underbygget. Det har endvidere ikke været muligt at eftervise entydige sammenhænge mellem overskridelser af tålegrænsen og feltregistreringer af skovskader, muligvis fordi de foretagne sammenligninger har negligeret det tidsmæssige aspekt. De anvendte metoder er ligevægtsmodeller. I nogle områder vil det imidlertid p.g.a. jordens bufferegenskaber og det komplekse samspil mellem forureningsbelastning, vegetation og jordbund tage meget lang tid, op til flere hundrede år, før en ligevægt indstiller sig. En stor del af de berørte områder er dermed heller ikke i ligevægt med den nuværende deposition. Det vil være nødvendigt at anvende dynamiske modeller for at belyse disse aspekter. Ligevægtsmodellerne giver imidlertid et godt grundlag for fastsættelse af reduktionsmål.

Metoderne for beregning og kortlægning af tålegrænsen for kvælstof som næringsstof er stadig i en udviklingsproces og dermed mindre etablerede end metoderne for forsuring.

Der vil sandsynligvis ske ændringer i forhold til anbefalingerne fra Lökeberg workshopen af både de empirisk fastsatte tålegrænser og massebalancemetoden i fremtiden. Metoderne er sidst reviderede på ECE's arbejdsgruppe for kortlægnings møde i Helsingfors i marts, 1995.

Massebalanceligningen giver generelt meget lave tålegrænser for N-eutrofiering af skove. Det kan være rimeligt i naturskove, hvor luftdepositionerne udgør den væsentligste antropogene påvirkning af skoven. For produktionsskove forekommer det imidlertid ikke rimeligt at anvende tålegrænser, der ligger under påvirkningen af systemet ved den normale skovdrift. Det må derfor overvejes, hvordan skovdriften kan inddrages i tålegræseberegningen.

Tålegrænserne for danske heder og moser er fastsat på baggrund af empiriske værdier for vegetationsændringer. Værdierne er efter høringssvar fra danske eksperter foreløbigt fortsat til 5 kg N for højmoser og 10 kg N for heder, hvilket er lavt i forhold til anbefalingerne fra UN-ECE. Da der indtil videre har været et begrænset grundlag for at fastsætte tålegrænsen ud fra, og der derfor er anvendt et forsigtighedsprincip ved fastsættelsen, må det formodes, at en styrkelse af videngrundlaget vil hæve tålegrænsen.

Datagrundlaget for den første kortlægning i 1991 var relativt spinkelt. Selvom datagrundlaget er blevet væsentligt udbygget til den fornyede beregning i 1993 og 1994, er der stadig væsentlige mangler især for de geologiske og hydrologiske parametre.

- Den geologiske dækning og antallet af punkter, hvor jordbundsmineralogien er undersøgt giver ikke mulighed for at validere den foretagne ekstrapolation af jordbundsmineralogien. Der findes endvidere ikke danske data, der muliggør en egentlig validering af den anvendte jordbundsmineralogiske model. Det er dog vurderet på baggrund af udenlandske erfaringer, at den anvendte metode skulle være rimelig.
- Der mangler gode, hydrologiske data og modeller for naturarealer.
- Depositionerne af især basekationer og NH_x er for dårligt bestemt. Depositionen af NH_x sker i stor udstrækning tæt på kilden, hvorfor en opgørelse på et 5x5 km kvadratnet kan give betydelige fejl for deposition på naturtyper med lille geografisk udstrækning, eller aflæsning af tålegrænsen for et enkelt kvadrat. Det er endvidere uheldigt, at der ikke har kunnet foretages reberegninger af SO_x og basekationdepositionerne, da denne beregning stadig er baseret på anvendelsen af filterfaktorer.

Det må dog vurderes, at det anvendte datagrundlag er tilstrækkeligt til udarbejdelse af de europæiske kort, da der sker en væsentlig reduktion af de samlede usikkerheder ved aggregering af data til et 150x150 km 5-percentilkort. De udarbejdede kort vil også kunne bruges i dansk miljøpolitik til vurdering af problemets omfang og geografiske fordeling, idet den præsenterede opløsning på 5 km dog ikke afspejler nøjagtigheden af alle tilgængelige data og en direkte sammenligning mellem nabokvadrater vil ikke være muligt.

Det må dog anbefales, at der foretages en styrkelse af datagrundlaget og en videreudvikling af metoderne til fastsættelse af tålegrænser for kvælstof for danske naturtyper.

Resultater

De præsenterede tålegrænser for forsurelse ligger på europæisk plan mellem de meget følsomme norske svenske naturtyper, specielt søer, og mindre følsomme områder i Central- og Sydeuropa. Tålegrænsen for N-eutrofiering ligger p.g.a. den anvendte højere tilladte immobilisering på 5 kg/ha/år over hidtil præsenterede, men endnu upublicerede, resultater fra de øvrige nordiske lande. Der forventes dog at komme en mere restriktiv retningslinje for kvælstofberegninger. På baggrund af den foretagne beregning, må det vurderes, at det største luftforureningsbetingede problem for danske naturtyper er kvælstofeutrofiering.

Det er endvidere for stort set alle beregninger den eutrofierende og ikke den forsurende effekt af kvælstof, der er grænsesættende. Denne tendens vil blive forstærket med de vedtagne reduktionsmål for svovl. De fundne overskridelse af tålegrænsen for kvælstof

stofeutrofiering er af en størrelsesorden, så det må vurderes, at luftforureningsbetinget kvælstofeutrofiering af terrestriske økosystemer som skove, heder og moser er et af de væsentligste miljøproblemer i Danmark i dag. Den væsentligste kilde til kvælstofdeposition på disse naturtyper er ammoniakemissionen fra det danske landbrug.

Sammenligning med tidligere beregninger

De væsentligste årsager til ændringer i de præsenterede resultater i forhold til tidligere præsenterede beregninger er:

- Den tidligere anvendte udgave af PROFILE-modellen havde en fejl i beregningen af aluminiumskemien, der gav for lave tålegrænser, jvf, appendix A.
- BC/Al-kriteriet er i den nye beregning anvendt i hele rodzonen. Denne ændring giver for nogle punkter en kraftig reduktion af tålegrænsen.
- Datagrundlaget og det foretagne antal beregninger er kraftigt forøget og der er så vidt muligt anvendt de aktuelle værdier for det beregnede punkt. Den større variation i inputdata vil generelt give lavere værdier ved beregning af 5-percentilen for et kvadrat.

Der er desuden i forhold til beregningen præsenteret i 1993 rettet enkelte fejl i datagrundlaget. En fejl i programmet, der genererede kortet over det grænsesættende økosystem medførte, at bøg ingen steder fremstod som grænsesættende. Denne fejl er rettet i den her præsenterede kortlægning. Selvom summen af ændringer i positiv og negativ retning gør, at den samlede ændring af 5-percentilen for Danmarks EMEP-kvadrater vil være begrænset, udgør det foreliggende datasæt et langt bedre grundlag for vurdering af de mulige effekter af luftforurening i Danmark.

7 Referencer

- Alcamo, J. Shaw, R. & Hordijk, L. (1990):* The RAINS model of acidification. Science and Strategies in Europe. Kluwer, Dordrecht.
- Aronsson (1980):* Frost hardiness in Scots pine. II: "Hardiness during winter and spring in young trees of different mineral status. *Studia Forest Suecica* 155: 1-27.
- Asman, W. (1992):* personal communication.
- Bobbink, R., Boxman, D., Fremstad, E., Heil, G., Houdijk, A., Roelofs, J. (1992):* Critical loads for nitrogen eutrophication of terrestrial and wetland ecosystems based upon changes in vegetation and fauna. In: Grennfelt & Thörnelöf (eds.): Critical loads for nitrogen - a workshop report. Nord 1992/41: 113-159.
- COWIconsult (1991):* Kortlægning af tålegrænser for svovl- og kvælstofforbindelser.
- Danmarks Statistik (1994):* Landbrugsstatistik 1993, København.
- Downing, R.J., Hettelingh, J.-P. & de Smet, P.A.M. (1993):* Calculations and Mapping of Critical Loads in Europe: Status Report 1993. CCE, Bilthoven.
- ECE/UNEP (1991):* Interrim Report on Cause-Effect Relationship in Forest Decline. Unpublished report.
- Grennfelt, P. og Thörnelöf, E. (eds.) (1992):* Critical Loads for Nitrogen - a workshop report. Nord 1992: 41.
- Gundersen P. (1992):* Mass Balance Approaches for Establishing Critical Loads for Nitrogen in Terrestrial Ecosystems. In: Grennfelt & Thörnelöf (eds.): Critical Loads for Nitrogen - a workshop Report. Nord 1992/41: 55-109.
- Hettelingh, J.-P., Downing, R.J. & de Smet, P.A.M. (1991):* Mapping Critical Loads for Europe, CCE, Technical report nr. 1. CCE, Bilthoven.
- Hovmand, M. og Grundahl, L. (1991):* Atmosfæren, nedfald af kvælstofforbindelser. Rapport nr. 36. Danmark Miljøundersøgelser.
- Hultberg, H. (1988):* Critical Loads for Sulphur for Lakes and Streams. In: Miljø rapport 1988: 15, Nordic Council of Ministers, Copenhagen: 185-200.
- Kellner, O. & Redbo-Torstensson, P. (1995):* Effects of elevated nitrogen deposition on field layer vegetation in coniferous forests. *Ecological Bull.* in press.

- Landbrugsministeriet* (1976): Den danske Jordklassificering. Landbrugsministeriet, København.
- Lundberg, J og Ravnsbæk, P.F.V.* (1992): Skovgødskning på heden. Gødskning af ældre rødgran. Hedeselskabets Forskningsvirksomhed, beretning no. 50.
- Løkke, H., Bak, J., Falkengren-Grerup, U., Finlay, R.D., Ilvesniemi, H., Nygaard, P.H. & Starr, M.* (1995). Critical loads of acidic deposition for forest soils - is the current approach adequate? *Ambio* (in press).
- Monitor 12* (1991): Acidification and liming of Swedish waters. National Swedish Environmental Protection Board, Stockholm.
- Møberg, J.P., Petersen, L. & Rasmussen, K.* (1986): Jordprofilundersøgelser i forbindelse med anlægget af naturgasledninger. Upubliceret manuskript, Kemisk Institut, KVL.
- Posch, M., Hetteling, J.-P., Sverdrup, H.U., Bull, K & de Vries, W.* (1993): Guidelines for the Computation and Mapping of Critical Loads and Exceedances of Sulphur and Nitrogen in Europe. In: Downing, R.J., Hetteling, J.-P. & de Smet, P.A.M. (1993): Calculations and Mapping of Critical Loads in Europe: Status Report 1993. CCE, Bilthoven, pp. 25-38.
- Rebsdorf Å., Nygaard, E.* (1991): Danske sure og forureningstruede søer. Miljøprojekt nr 184. Miljøstyrelsen.
- Roeloff, J.G.N, Kempers, A.J, Houdik, A.L.F.M. and Jansen, J.* (1985): The Effect of Air-Borne Ammonium Sulphate on *Pinus Nigra* var. *Maritima* in the Netherlands, *Plant and Soil*, 84: 45-56.
- SNS* (1993): De danske skoves sundhedstilstand, resultater af overvågningen i 1992, Skov- og Naturstyrelsen, 1993.
- SNS* (1995): De danske skoves sundhedstilstand, resultater af overvågningen i 1994, Skov- og Naturstyrelsen, 1995.
- Sverdrup, H., de Vries, W & Henriksen, A.* (1990): Mapping Critical Loads. A Guidance to the Criteria, Calculations, Data Collection and Mapping of Critical Loads, in Draft Manual on Mapping Critical Levels/Loads, Annexes II & III, UN-ECE, June 1990.
- Sverdrup, H. and Ineson, P.* (1993): Kinetics of Denitrification in Forest Soils. Unpublished manuscript to ECE.
- Sverdrup, H. and Warfoinge, P.* (1993): Effects of soil acidification on growth of trees, grasses and herbs as expressed by the $(Ca+Mg+K)/Al$ ratio. Reports in Ecology and Environmental Engineering 1993:2. University of Lund, Sweden.
- Tybjerg, K, Bak, J. & Henriksen, L.H.* (1995): Basis for mapping of Critical Loads. TemaNord 1995:610.

UBA (1993): Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads and Geographical Areas where they are exceeded, Umwelt Bundes Amt, Texte 25/93.

Ulrich, B. & Matzner, E. (1983): Abiotische Folgewirkungen der weitraumigen Ausbreitung von Luftverunreinigung, Umweltforschungsplan der Bundesminister der Innern. Forschungsbericht 10402615, BRD, 221 pp.

de Vries, W. (1991): Methodologies for the Assessment and Mapping of Critical Loads and of the Impact of Abatement Strategies on Forest Soils. Report 46, DLO, The Winand Staring Centre, Wageningen, the Netherlands.

Åby, B. (1994): Monitoring Danish Raised Bogs. In: Grünig, A. (Ed.): Mires and Man, Mire Conservation in a Densely Populated Country - the Swiss Experience. Swiss Federal Inst. for Forest, Snow and Landscape Research, Birmensdorf, Switzerland, 284-300.

A1 Metodesammenligning

Den foretagne beregning af tålegrænser afviger både metode-mæssigt og hvad angiver det anvendte datagrundlag fra de tidligere foretagne beregninger i 1991 og 1993. For at sikre sammenligneligheden med tidligere beregninger er der foretaget en sammenligning mellem den nuværende og de tidligere anvendte metoder med henblik på at belyse forskellene.

Der er foretaget sammenligninger mellem Multimashinemodellen og den hidtidigt anvendte version af PROFILE, mellem Multimaschine-modellen og den simple massebalancemodel, SSMB, for græs og mellem tre-lags og fler-lags opsætninger af PROFILE på områder med kendt mineralogi. Der er desuden foretaget en sammenligning mellem de opnåede resultater ved anvendelse af BC/Al-kriteriet i hele jordsøjlen i forhold til at anvende kriteriet i en kontrolhorisont under rodzonen.

Multimashinemodellen

Multimashinemodellen er i princippet en specialudgave af PROFILE, der kræver færre inputdata, fordi en række parametre er fastlagt i modellen. Modellen opdeler internt jordlaget i tre eller fire horisonter og fordeler jordens mineralindhold, så mineralindholdet er mindre i det øverste humuslag, og så lerfraktionen stiger med dybden. Tilsvarende fordeles optaget af vand og næringsstoffer så det største optag finder sted i den øverste del af jordsøjlen. Modellen kræver følgelig kun gennemsnitlige tal for mineralindhold og optag som input, hvilket svarer udmærket til det tilgængelige datagrundlag ved en beregning på landsplan. De anvendte ligninger skulle imidlertid svare til PROFILE.

Sammenligning med PROFILE

For at sammenligne Multimashine-modellen med den tidligere anvendte Windows udgave af PROFILE er der for 100 tilfældigt udvalgte datapunkter foretaget en opsætning af data til PROFILE, hvor samtlige inputparametre og stratificeringen af mineralindhold og optag svarer til værdierne i Multimaschine-modellen. Udvalgelsen af testpunkter er foretaget, så der er sikret 20 testpunkter for hver af de kortlagte vegetationstyper. Den geografiske fordeling af de udvalgte testpunkter er vist i tidligere kapitel (Figur 3.2).

Sammenligningen er foretaget ved først at beregne tålegrænsen med Multimaschine-modellen, hvorefter en beregning med PROFILE på det fundne depositionsniveau er foretaget. Der er foretaget en sammenligning mellem de beregnede værdier for mineralforvitring, basekationoptag, produktion af syre ved N-optag, pH og BC/Al-forholdet for det grænsesættende jordlag. De fundne forskelle er for alle andre parametre end BC/Al-forholdet mindre end 10%. BC/Al-forholdet for det grænsesættende lag er for PROFILE-modellen fundet at være 0.6 ± 0.05 , hvor Multimashine-modellen giver $BC/Al = 1$. BC/Al-forholdet er et mølæforhold, der afhænger af ladningsbalancen for blandingen af aluminiumforbindelsen og basekationer. Det har ikke været muligt at undersøge beregningen for den gamle model, medens kil-

deteksten har været tilgængelig for Multimaschine-modellen. Da Multimaschine-modellen beregner forholdet korrekt baseret på gibbsitmodellen for aluminium, må det konkluderes, at den tidligere anvendte Windowsudgave af PROFILE havde en fejl i beregningen af aluminiumskemien, der gav for lave beregnede værdier for tålegrænsen. Denne version af PROFILE var udviklet i samarbejde mellem Lunds Universitet og ITE i England, og der findes ikke længere detaljerede oplysninger om versionen (*Sverdrup og Warfoinge, pers. komm.*).

Næringsstofbegrænsning

Multimaschine-modellen har inkluderet de muligheder for beregning af præferenceoptag og næringsstofbegrænsning, der findes i de nyere versioner af PROFILE. Tabel A1 illustrerer forskellen mellem de to modeller ved beregning på et tilfældigt udvalgt punkt. Balancen mellem input og output af NO_3 , NH_4 , BC og ANC er beregnet for hvert jordlag, idet der er anvendt samme stratificering af jordsøjlen og samme inputdata for de to modeller. Svovldeposition er dog justeret til tålegrænsen for begge modeller. ANC i deposition er beregnet som:

$$\text{ANC}_{\text{dep}} = S_{\text{dep}} + \text{NO}_{3\text{dep}} - \text{NH}_{4\text{dep}} - \text{BC}_{\text{dep}}^*$$

Det bemærkes, at produktionen af ANC i hvert jordlag kan beregnes ud fra forvitringen og optaget af basekationer og produktion af syre ved N-optag:

$$\begin{aligned} \text{ANC}_p &= \text{BC}_w - \text{BC}_u + \text{AC}_N \\ \text{AC}_N &= \text{NH}_{4\text{dep}} - \text{NH}_{4\ell} + \text{NO}_{3\ell} - \text{NO}_{3\text{dep}} \end{aligned}$$

ANC_p : produktion af syreneutraliserende kapacitet i jordlag
 AC_N : produktion af syreneutraliserende kapacitet ved N-optag
 dep: tilførsel
 ℓ : fraførsel

Tabel A.1. Balancen mellem input og output af NO_3 , NH_4 , BC og ANC for forskellige jordlag for et tilfældigt udvalgt beregningspunkt beregnet med PROFILE og Multimaschine.

Comparison of calculations for the two models in one point.

		PROFILE				Multimaschine			
		NO_3	NH_4	BC	ANC	NO_3	NH_4	BC	ANC
Deposition		0.66	0.85	0.74	-0.27	0.66	0.85	0.74	-1.17
Lag A	optag	0.07		0.08		0.06		0.07	
	produktion			0.03	-0.46			0.03	-0.44
	udvaskning	0.82	0.62	0.66	-0.73	0.82	0.63	0.68	-1.61
Lag B	optag	0.48		0.52		0.35		0.38	
	produktion			0.57	-0.67			0.55	-0.64
	udvaskning	0.94	0.02	0.68	-1.40	1.03	0		-2.25
Lag C	optag	0.07		0.08		0.12		0.24	
	produktion			0.49	0.45			0.47	0.30
	udvaskning	0.89	0	1.06	-0.95	1.00	0	0.95	-1.95

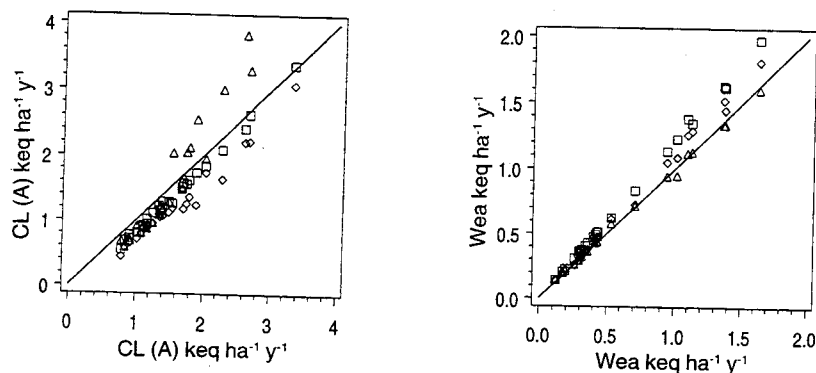
Det ses at optaget af N i Multimaschine-modellen er mindre end optaget i PROFILE. Dette skyldes princippet med næringsstofbegrænsning, hvor mangel på en af basekationerne har begrænset optaget af N. En del af N- og BC-optaget er af samme grund skudt fra lag B til lag C. Produktionen af syreneutraliserende kapacitet er dermed en smule større i lag B, der som regel er grænsesættende. Dette kan give en lidt højere tålegrænse.

Sammenligning seks/tre lag

De tidligere beregninger med PROFILE er lavet på punkter, hvor der findes mineralogiske undersøgelser. Det er her muligt at anvende en inddeling af jordsøjlen i et større antal lag svarende til den foretagne analyse af jordprofilet. Det er ved første beregning i 1991 forsøgt at validere de foretagne beregninger ved at sammenligne målte og beregnede værdier for jordvæskens pH. Denne beregning sikrer som ovennævnt ikke en korrekt beregning af BC/Al-forholdet. Der findes imidlertid ikke målte data eller alternative beregninger på danske data, der kan anvendes til en egentlig validering af de beregnede forvittringsrater.

For at undersøge betydningen af at aggregere jordbundsoplysningerne til de væsentligt simple inputdata, der anvendes til Multimaschine i forhold til PROFILE, er der foretaget en sammenligning af de to modeller på de punkter fra 1991-beregningen, hvor der findes et komplet sæt af mineralogiske data. Ved denne beregning blev der anvendt en kontrolhorisont under rodzonen, hvor BC/Al-forholdet blev beregnet. Dette svarer i virkeligheden til at anvende en etlags-model til kontrol af kriteriet og kun anvende PROFILE til beregning af forvittringsraten. Der er derfor også foretaget en sammenligning mellem de fundne tålegrænser ved anvendelse af kriteriet i hele rodzonen i forhold til anvendelsen af en kontrolhorisont. Endelig er der foretaget en sammenligning med en beregning med PROFILE, hvor jordbundsdata er aggregeret til tre lag ved sammenvægtning af data fra de mineralogiske undersøgelser. Sammenligningerne er foretaget for granskov (Figur A1).

Multimaschine-modellen giver generelt højere tålegrænser end den hidtidige anvendte udgave af PROFILE. Dette skyldes hovedsagelig, at denne version af PROFILE beregner et for lavt BC/Al-forhold. Hvis der anvendes en kontrolhorisont under rodzonen findes dog generelt højere tålegrænser. Dette skyldes overskuddet af ANC i den lavere del af rodzonen, hvor optaget er lille men forvitringen stor p.g.a. det højere lerindhold. Anvendes BC/Al-kriteriet i hele rodzonen, giver flerlags-opsætningen af PROFILE for nogle punkter lavere værdier end Multimaschine-modellen. Dette skyldes variationen i mineralindhold, der kan gøre tynde horisonter med grovkornet materiale eller lavt indhold af forvittringsfølsomme mineraler grænsesættende. De beregnede forvittringsrater passer pænt. De lidt højere forvittringsrater beregnet med PROFILE skyldes dels punkter, hvor de mineralogiske data ikke indeholder en organisk horisont, dels punkter, hvor variationen i lerindhold gennem profilet ikke svarer til opsætningen af Multimaschine-modellen. Det vil imidlertid for en steady state beregning altid være nødvendigt at regne med en organisk horisont i granskov.

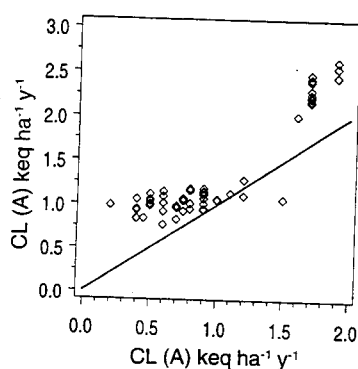


Figur A1. Tålegrænser og forvittringsrater for gran beregnet med Multi-maschine-modellen sammenlignet med en tilsvarende opsætning af PROFILE med tre jordlag, en beregning med PROFILE med seks jordlag og en beregning med PROFILE opsat med seks jordlag og med anvendelse af en kontrolhorisont under rodzonen.

- ◇ PROFILE, 6 jordlag
- △ PROFILE, 6 jordlag, kontrolhorisont under rodzonen
- PROFILE, 3 jordlag

Comparison of critical loads and weathering rates calculated with the Multimachine model with a PROFILE calculation with three soil layers, a PROFILE calculation with six soil layers, and another PROFILE calculation with six soil layers and a control horizon under the rooting zone.

Sammenligning med 1993-beregningen



Figur A.2. De laveste værdier fundet ved 1993-beregningen sammenlignet med tålegrænserne for de samme punkter beregnet ved det reviderede datasæt med Multimaschine-modellen.

Lowest scores for 1993 calculations compared with the new calculation with the MultiMachine model.

De laveste værdier fundet ved 1993-beregningen er på Figur A.2 sammenlignet med tålegrænserne for de samme punkter beregnet ved den nye beregning med Multimaschine-modellen. I 1993 blev beregningen foretaget med Windows-udgaven af PROFILE. Jordlaget var stratificeret i tre horisonter en O/E/A, en B og en C horisont, hvor C horisonten dog som regel lå under rodzonen. Der blev anvendt en kontrolhorisont under rodzonen, hvor BC/Al-kriteriet blev testet. På grund af den anvendte stratificering af jordlaget, anvendelsen af kontrolkriteriet under rodzonen og fordi der ved denne beregning blev anvendt gennemsnitsværdier af data for en række punkter, ligger de laveste værdier for denne beregning generelt over værdierne for de samme punkter beregnet med Multimaschine-modellen.

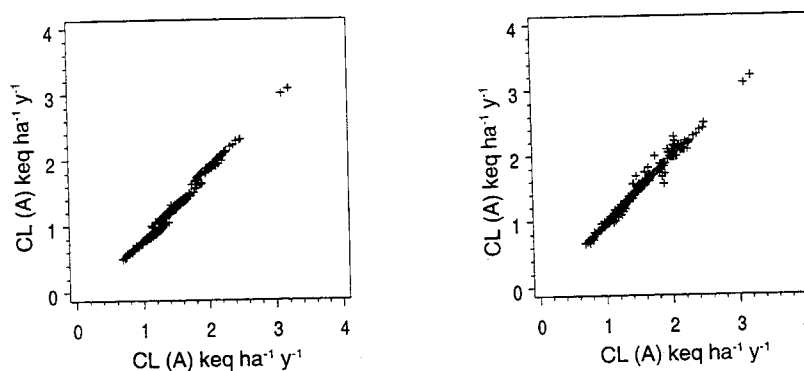
Det bemærkes, at de laveste værdier fra 5-percentilkortene præsenteret i 1993 ikke er genberegnet ved den nye beregning, idet opgørelsen af økosystemdækning er ændret, og der dermed kun er en begrænset korrespondance mellem punkter beregnet i 1993 og ved den nye beregning. Der er desuden ved gennemgang af datagrundlaget for 1993-beregningen fundet fejl, der er rettet til den nye beregning.

Beregningerne for græs omfatter et meget stort antal beregningspunkter, fordi det ikke har været muligt præcist at lokalisere eks-tensivt drevne, permanente græsarealer. Disse arealer er derfor fordelt over arealer markeret som eng på 4 cm-kortene og arealer markeret som landbrugsland. Den effektive rodzone for græs er ved beregningerne sat til 25 cm og det er dermed ikke fundet berettiget at lave detaljerede modelberegninger for alle datapunkter med græs. Der er i stedet foretaget modelberegninger på 1000

tilfældigt valgte datapunkter, udvalgt så de sikrer en ligelig dækning af de forskellige klasser af jordbundsmineralogi. På baggrund af disse beregninger er der fundet en gennemsnitlig forvittringsrate for hver mineralogiklasse for græs og tålegrænsen er beregnet med den simple massebalancemodel SSMB.

Det er undersøgt om denitrifikation beregnet med Multimaschine-modellen er korreleret med data, der er landsdækkende kortlagt, men den bedste sammenhæng er en korrelation på -0.31 til jordbundsteksturen beskrevet ved JB nummeret. Der er derfor anvendt en gennemsnitlig denitrifikationsrate i beregningerne.

Figur A.3a,b viser sammenhængen mellem tålegrænser beregnet med Multimaschine og modellen SSMB for græs. Der er foretaget sammenligninger med en beregning, hvor der er anvendt den beregnede forvittringsrate for punktet og en beregning, hvor der er anvendt den gennemsnitlige beregnede forvittringsrate for den mineralogiske klasse. I begge tilfælde er tålegrænsen beregnet med Multimaschine-modellen og tålegrænsen beregnet med SSMB korreleret med R bedre end 0.99.



Figur A.3a, b. Sammenligning mellem tålegrænsen for græs beregnet med SSMB modellen og tålegrænsen beregnet med Multimachine modellen. Figur a viser en beregning, hvor der for hvert punkt, der er beregnet med SSMB modellen er indsat den beregnede forvittringsrate. Figur b viser tilsvarende sammenligning, hvor der i SSMB beregningerne er anvendt en gennemsnitlig forvittringsrate for de geologiske klasser.

Correlation between critical loads for grassland as calculated by Multimaschine and the SSMB models.

Detailkort

For at illustrere opløsningen og kvaliteten af de anvendte data og de kombinationer af data, der giver de beregnede tålegrænser, er der fremstillet detailkort over fire områder (Figur A4a,b,c,d). De udvalgte områder er Store Dyrehave, Ulfborg, Klosterhede og Tinglev skovdistrikter. På alle fire lokaliteter foregår der skovforskningsprojekter. De viste kortudsnit er 20x20 km. For at lette den geografiske lokalisering af områderne, er der på kortene gengivet større byområder, veje og vandløb. Kortene viser de data for vegetation, skovproduktion, geologi, deposition af ikke-marine basekationer og syre, der er indgået i tålegrænseberegningerne. Kortene viser desuden de beregnede værdier for mineral forvitring, tålegrænsen for forsuring og overskridelsen af tålegrænsen for forsuring. De viste data er de data, der faktisk er indgået i beregningen. Felter, der ikke er beregnet fordi økosystemdækningen var for lille til, at feltet ville blive registreret på 5-

percentilkort, er dermed vist hvide svarende til, at der ikke er data. Tilsvarende er den viste vegetationstype den grænsesættende for feltet, hvis feltet er beregnet, ellers er feltet hvidt. Forvittringsraten er beregnet med den aktuelle roddebyde for det grænsesættende økosystem.

Store Dyrehave

I Store Dyrehave er det hovedsagelig gran- og bøgeskoven, der har været grænsesættende. Produktionen i skoven er forholdsvis høj. Tålegrænsen for græs er på grund af den mindre roddebyde og mindre deposition af basekationer i nogen felter mindre end tålegrænsen for skoven. Overskridelsen af tålegrænsen er derimod størst i skoven på grund af større syredeposition.

Ulfborg

I Ulfborg er det også hovedsagelig gran- og fyrreskoven, der har været grænsesættende. Produktionen i skoven er forholdsvis lav, og selvom den beregnede mineralforvittring er forholdsvis lav, er den beregnede tålegrænse i en del felter høj. Der er dog en del felter med overskridelsen af tålegrænsen.

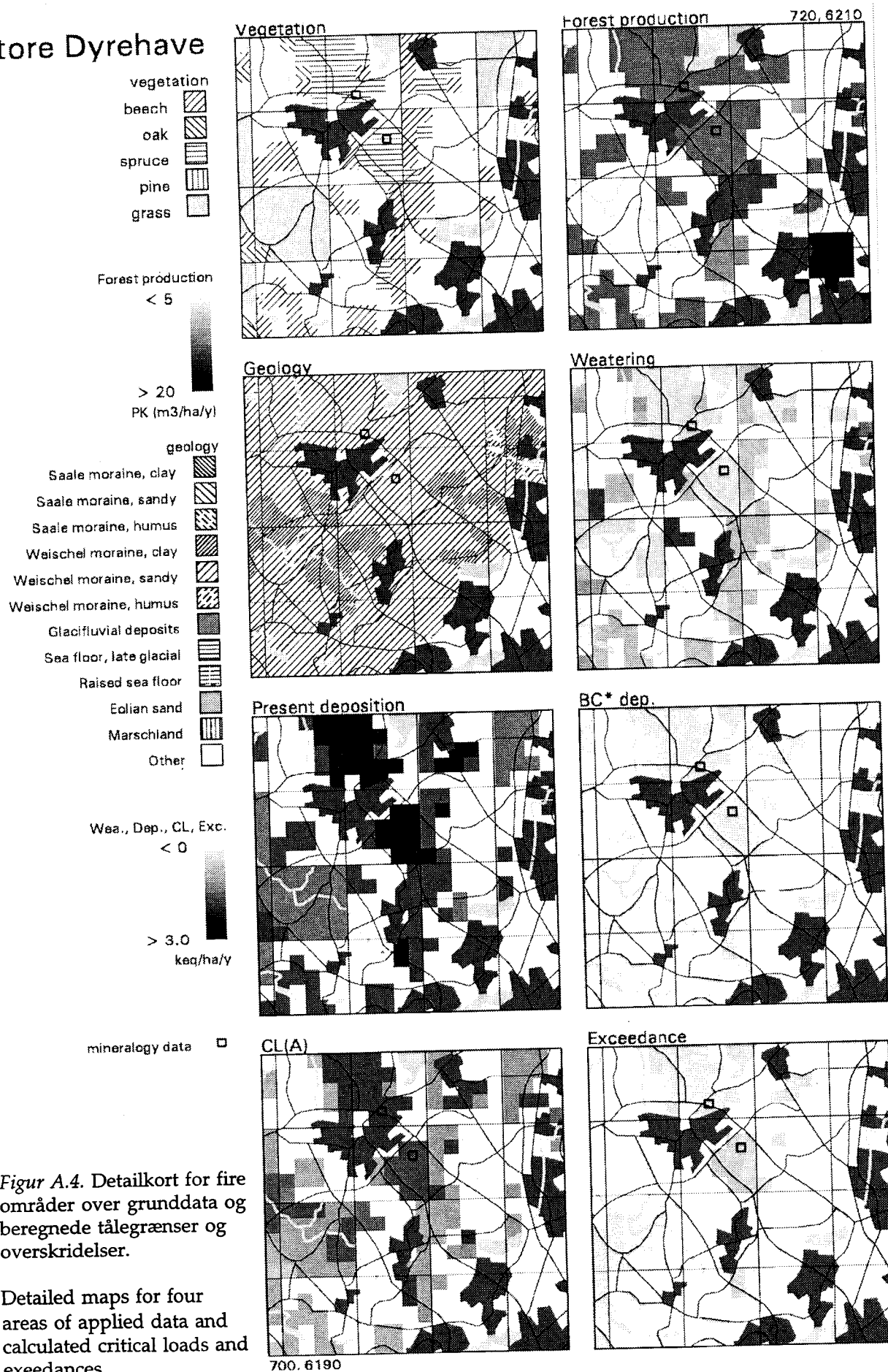
Klosterhede

I Klosterhede er der kun overskridelsen af tålegrænsen på et begrænset antal felter hovedsagelig med græs som grænsesættende økosystem. I skoven er det gran og fyr, der er grænsesættende bl.a. fordi disse træarter dominerer vegetationen.

Tinglev

Tålegrænsen er kun beregnet for omkring en trediedel af arealet omkring Tinglev skoven. I området, hvor der udføres skovforskning og hvor mineralogien er undersøgt, er græs det grænsesættende økosystem. Skovproduktionen og de beregnede forvittringsrater er lav. De beregnede tålegrænser er middelhøje, men der er beregnet store overskridelser af tålegrænsen. Overskridelsen skyldes dog delvis en for stor beregnet deposition af kvælstof p.g.a. nærheden til den tyske grænse.

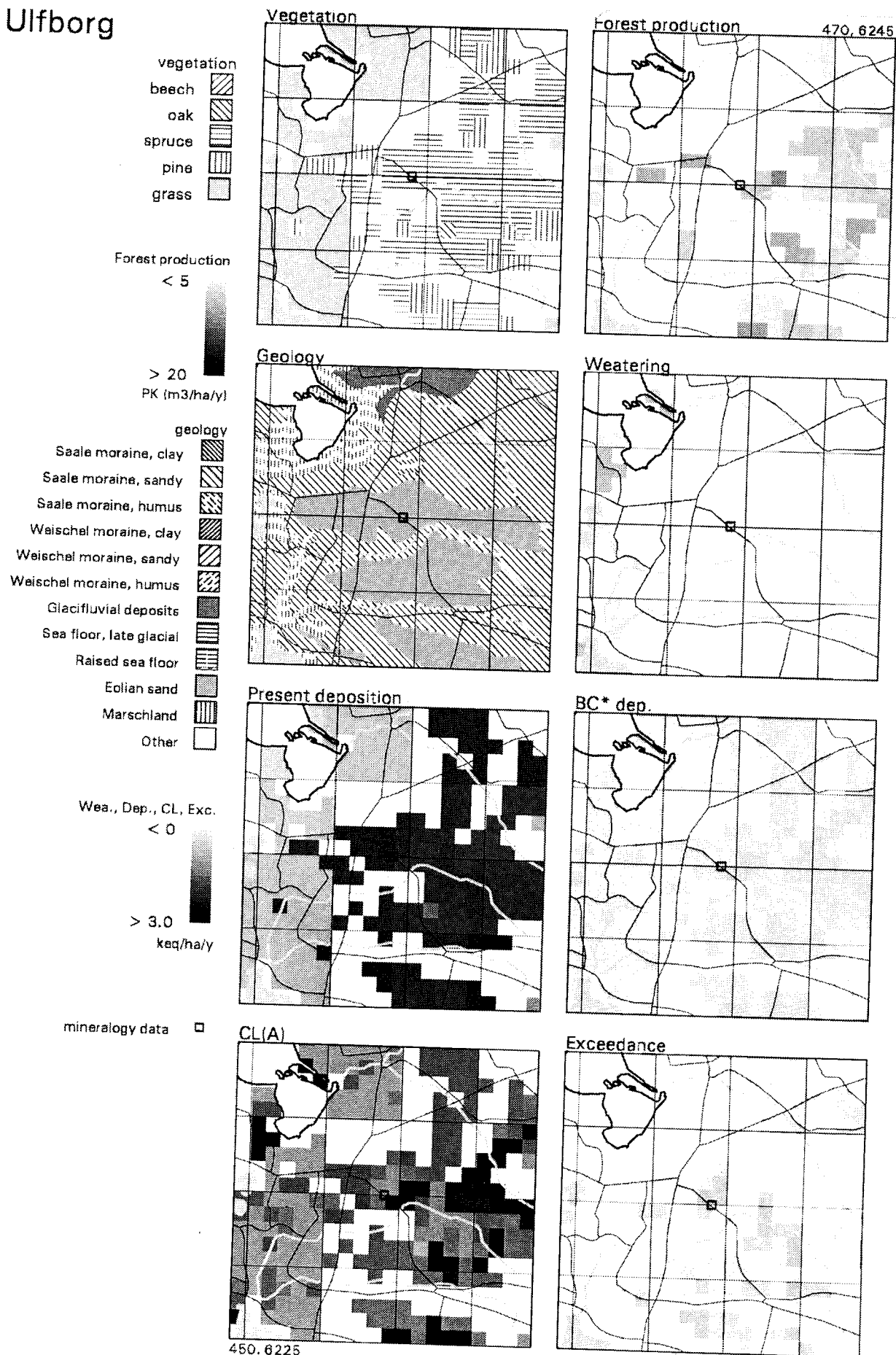
Store Dyrehave



Figur A.4. Detailkort for fire områder over grunddata og beregnede tålegrænser og overskridelser.

Detailed maps for four areas of applied data and calculated critical loads and exceedances.

Ulfborg



Klosterhede

- vegetation
- beech
 - oak
 - spruce
 - pine
 - grass

Forest production
< 5

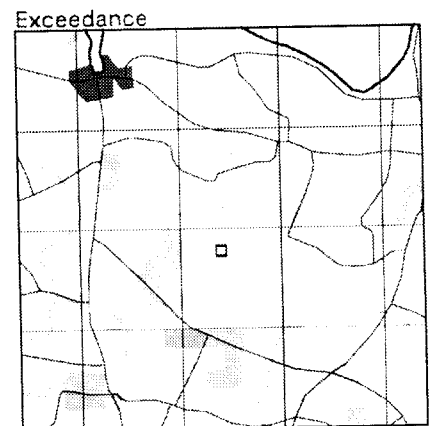
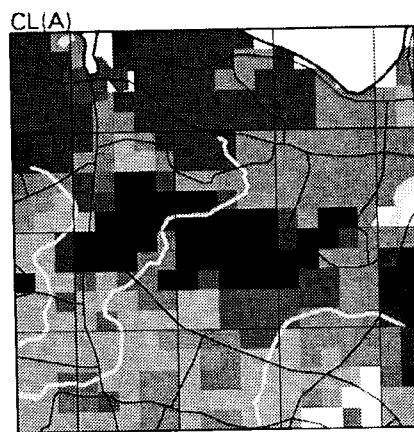
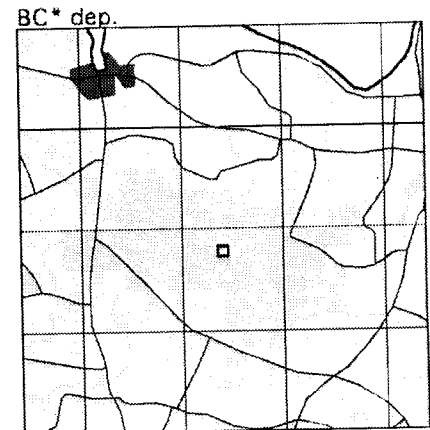
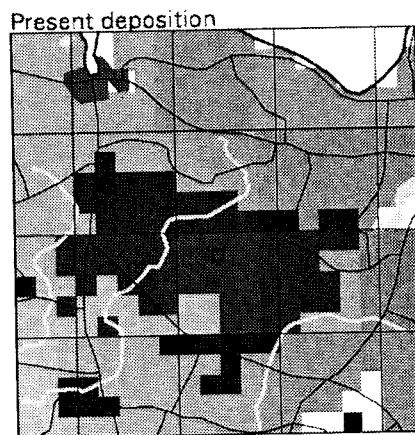
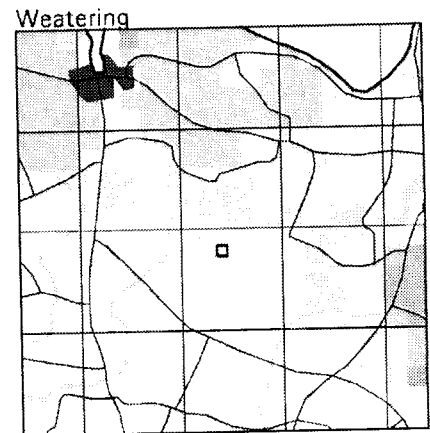
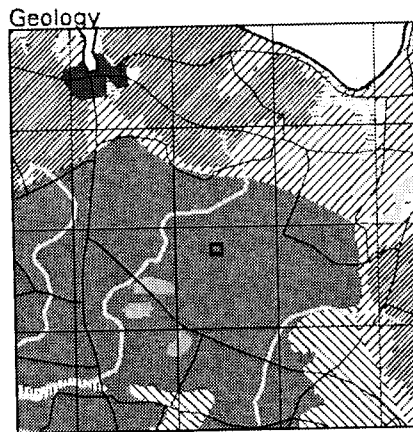
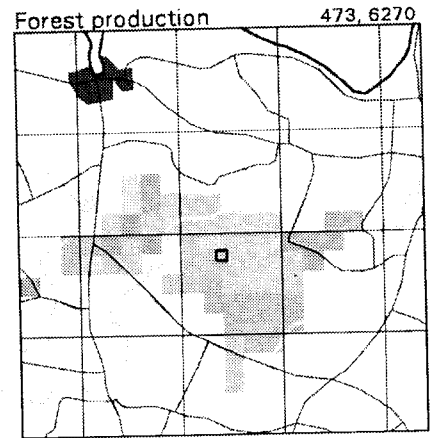
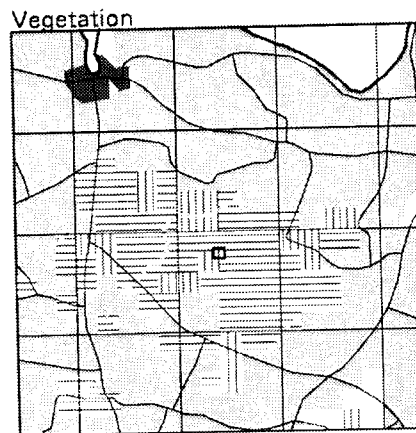
> 20
PK (m³/ha/y)

- geology
- Saale moraine, clay
 - Saale moraine, sandy
 - Saale moraine, humus
 - Weischel moraine, clay
 - Weischel moraine, sandy
 - Weischel moraine, humus
 - Glacifluvial deposits
 - Sea floor, late glacial
 - Raised sea floor
 - Eolian sand
 - Marschland
 - Other

Wea., Dep., CL, Exc.
< 0

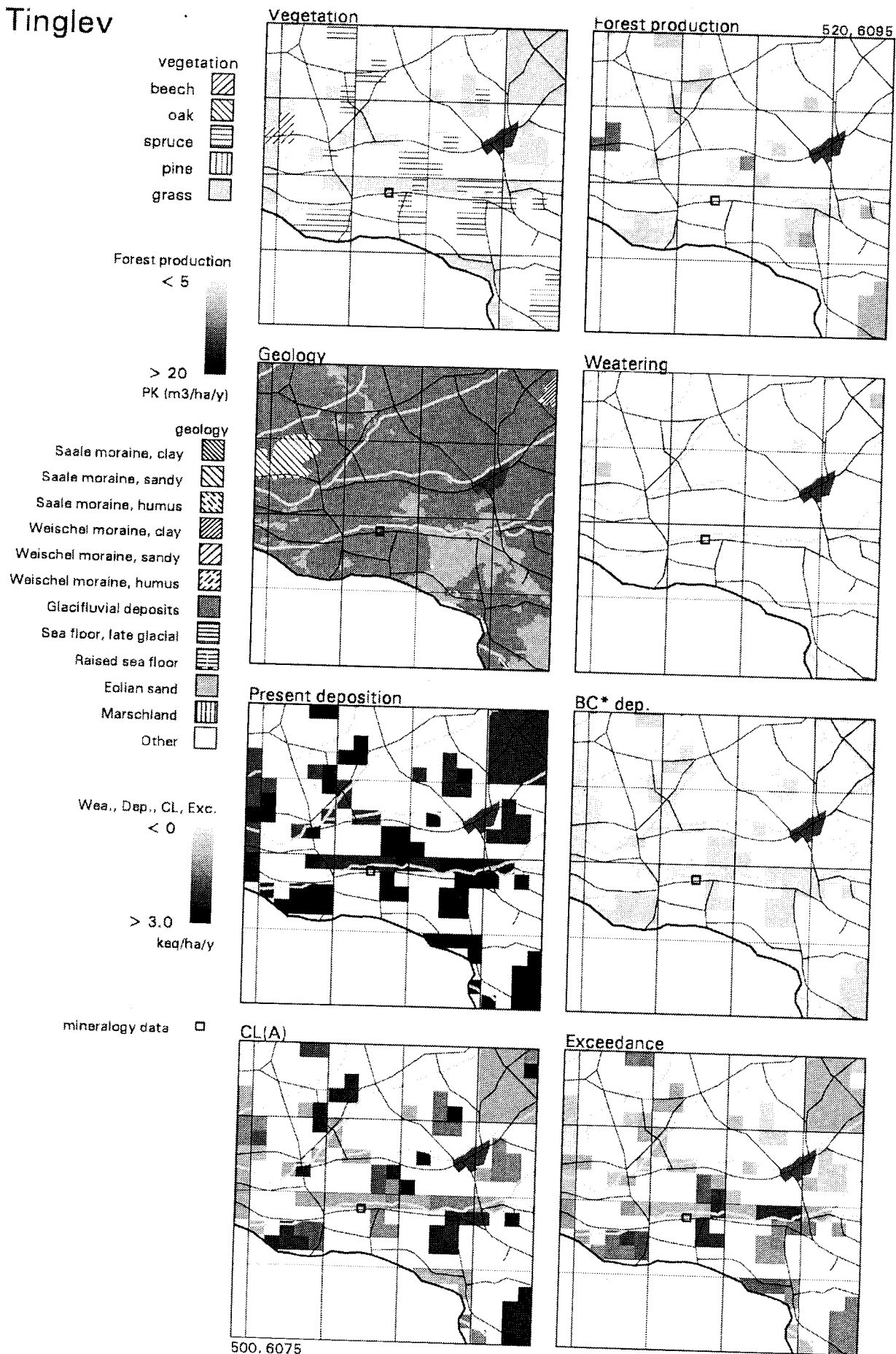
> 3.0
kgq/ha/y

mineralogy data



453 6250

Tinglev



Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser - DMU - er en forskningsinstitution i Miljø- og Energiministeriet. DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning indenfor natur og miljø.

Henvendelser kan rettes til:

Danmarks Miljøundersøgelser	<i>Direktion og Sekretariat</i>
Postboks 358	<i>Forsknings- og Udviklingssekretariat</i>
Frederiksborgvej 399	<i>Afd. for Atmosfærisk Miljø</i>
4000 Roskilde	<i>Afd. for Havmiljø og Mikrobiologi</i>
	<i>Afd. for Miljøkemi</i>
	<i>Afd. for Systemanalyse</i>
Tlf. 46 30 12 00	
Fax 46 30 11 14	

Danmarks Miljøundersøgelser	<i>Afd. for Vandløbsøkologi</i>
Postboks 314	<i>Afd. for Sø- og Fjordøkologi</i>
Vejlsøvej 25	<i>Afd. for Terrestrisk Økologi</i>
8600 Silkeborg	

Tlf. 89 20 14 00
Fax 89 20 14 14

Danmarks Miljøundersøgelser	<i>Afd. for Landskabsøkologi</i>
Grenåvej 12, Kalø	<i>Afd. for Kystzoneøkologi</i>
8410 Rønde	

Tlf. 89 20 14 00
Fax 89 20 15 14

Danmarks Miljøundersøgelser	<i>Afd. for Arktisk Miljø</i>
Tagensvej 135, 4	
2200 København N	

Tlf. 35 82 14 15
Fax 35 82 14 20

Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, tema-rapporter, særtryk af videnskabelige og faglige artikler, samt årsberetninger.

I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer. Årsberetning samt en opdateret oversigt over årets publikationer fås ved henvendelse til telefon: 46 30 12 00.

