



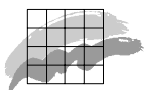
Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

EUDANA – EUtrofiering af DAnsk NATur

– videnbehov, modeller og perspektiver

Faglig rapport fra DMU, nr. 501

[Tom side]



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

EUDANA – EUtrofiering af DAnsk NATur

– videnbehov, modeller og perspektiver

Faglig rapport fra DMU, nr. 501
2004

Jesper L. Bak
Rasmus Ejrnæs

Datablad

Titel:	EUDANA – EUtrofiering af DAnsk NATur
Undertitel:	– videnbehov, modeller og perspektiver
Forfattere:	Jesper L. Bak ¹ og Rasmus Ejrnæs ²
Afdelinger:	¹ Afd. for Terrestrisk Økologi ² Afd. for Vildtbiologi og Biodiversitet
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 501
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser© Miljøministeriet
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsestidspunkt:	Juli 2004
Redaktionen afsluttet:	Juni 2003
Redaktion:	Jesper L. Bak
Faglig kommentering:	Sophie Winther, Skov- og Naturstyrelsen og Hans Løkke, DMU
Finansiell støtte:	Ingen ekstern finansiering.
Bedes citeret:	Bak, J.L. & Ejrnæs, R., 2004: EUDANA – EUtrofiering af DAnsk Natur – videnbehov, modeller og perspektiver. Danmarks Miljøundersøgelser. 52 s. Faglig rapport fra DMU nr. 501.
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
Sammenfatning:	Der er i projektet konstrueret et modelværktøj til fastlæggelse af tålegrænser baseret på målsætninger for biodiversitet og tærskelværdier for gunstig bevaringsstatus for terrestriske naturtyper beskyttet af EU's Habitatdirektiv og af den danske naturbeskyttelseslov. Modelværktøjet er baseret på eksisterende jordbundskemiske- og plantekonkurrencemodeller, der er vurderet til at være tilstrækkeligt gennemprøvede til at modelværktøjet vil kunne anvendes til de ønskede formål. Der er dog behov for yderligere validering og udvikling af dele af modelværktøjet.
Emneord:	Biodiversitet, modeller, tålegrænser, jordbundskemi og luftforurening
Layout og korrektur:	Bodil Thestrup
ISBN:	87-7772-820-3
ISSN (elektronisk):	1600-0048
Sideantal:	52
Internet-version:	Rapporten findes kun som PDF-fil på DMU's hjemmeside http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rapporter/FR501.pdf
Købes hos:	Miljøministeriet Frontlinien Rentemestervej 8 2400 København NV Tlf.: 70 12 02 11 frontlinien@frontlinien.dk

Indhold

1 Sammenfatning 5

2 Summary 6

3 Projektets formål 7

4 Baggrund og videnbehov 8

4.1 Bevaringskriterier 8

4.2 Forpligtelserne 9

4.3 Deposition af kvælstof 9

5 SMART - MOVE modelsystemet 11

5.1 Modelsystemet 11

5.2 Kritiske antagelser 13

5.2.1 Kobling mellem Ellenberg-N og kvælstof 13

5.2.2 Antagelsen om at arterne følger miljøet
forudsigeligt 14

5.2.3 Modeldata som reference for forudsigelser 14

6 Europæiske studier, cases, anvendelser 16

6.1 Naturkapital-indeks som et element i hollandsk
regulering 16

6.1.1 Perspektiver i relation til EUDANA 17

6.2 Fremskridt vedr. modellering af underskogsvegetation på
europæisk skala 18

6.3 Modellering af habitat- og vegetations respons for enge og
kær ved Dommel floden 19

6.4 Evaluering og udvikling af dynamiske modeller for jord
og jord-plantesystemet i Storbritannien 21

6.5 Ekstra omkostninger ved naturpleje som følge af
atmosfærisk deposition i Holland 22

7 Øvrige tilgængelige modeller 24

7.1 SAFE, SMART, MAGIC, VSD 24

7.2 Plantekonkurrencemodeller: CALLUNA, SUMO 25

7.3 Habitatmodeller: DANVEG 27

7.3.1 Habitatmodeller 27

7.3.2 Habitatmodellerne sammenlignet med MOVE 28

7.3.3 Referencetilstand og kritisk tilstand 28

8 EUDANA-modelværktøjet 29

8.1 Struktur, input, output 29

8.1.1 Input 29

8.1.2 Output 31

8.2 Anvendelser 31

9 Scenarieregning 33

- 9.1 Depositionsscenario 33
- 9.2 Parameterisering, jordbund, vegetation 34
- 9.3 Biodiversitets-reference for Habitatdirektivets græslandstyper 35
- 9.4 Scenarieregninger for græsland 38
 - 9.4.1 Jordbundseffekter 38
 - 9.4.2 Biodiversitetseffekter 39
 - 9.4.3 Sammenligning med referencedata i DANVEG 40

10 Perspektivering 42

- 10.1 Integrerede modeller 42
- 10.2 Tålegrænser og belastningsmålsætninger 43
- 10.3 Indikatorer for biodiversitet 44
 - 10.3.1 Plantesamfund som reference 44

11 Konklusioner og anbefalinger 45

12 Referencer 49

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU

1 Sammenfatning

Der er et meget stort behov for at kunne inddrage hensynet til biodiversitet i vurdering af luftforureningseffekter og i regulering/forvaltningen af luftforurening på såvel lokal som national skala.

Betydningen af en given luftforureningspåvirkning skal ses både i forhold til områdets aktuelle tilstand og i forhold til en given målsætning for området. Formålet med EUDANA-projektet har været at udvikle eller tilpasse eksisterende værktøjer til fastlæggelse af tålegrænser baseret på målsætninger for biodiversitet og tærskelværdier for gunstig bevaringsstatus for terrestriske naturtyper beskyttet af EU's Habitatdirektiv og af den danske naturbeskyttelseslov.

Der er i projektet konstrueret et modelværktøj baseret på eksisterende jordbundskemiske- og plantekonkurrencemodeller. Der er foretaget eksempelberegninger med modelværktøjet for tre græslandstyper og for klithede. Afprøvningen viser, at det udviklede modelværktøj fungerer godt på det tekniske plan.

Modellen indeholder en række begrænsninger, hvor det vil være nødvendigt at foretage en kvantitativ vurdering af betydningen heraf for hver lokalitet, hvor modellen ønskes anvendt. På lokal skala vil modellen være mere velegnet til at foretage risikovurderinger for forskellige scenarier end til at foretage konkrete beregninger fx i forbindelse med forskningsprojekter. Et væsentligt element i modellen, som vil kræve yderligere udvikling, er koblingen fra miljøforhold til Ellenbergværdier. Specielt Ellenberg-N, der udtrykker næringsstoffiltgængelighed, kan være vanskelig at oversætte til en enkelt, målbar parameter. I den nuværende udgave af EUDANA er der anvendt en hollandsk overførselsfunktion mellem det tilgængelige kvælstof i jorden og Ellenberg-N, men denne relation bør valideres til dansk anvendelse eller erstattes af en relation baseret på C/N.

Det vurderes, at de modelkomponenter der indgår i EUDANA-modelværktøjet er tilstrækkeligt gennemprøvede til at modelværktøjet vil kunne anvendes til de ønskede formål. Hvis modellen skal bruges af partnere uden for DMU, bør der udvikles en passende brugerflade til modellen.

2 Summary

There is a profound need to include the consideration for biodiversity in the estimate of air pollution effects and in regulating/management of air pollution on as well local as national scale.

The effect of a given air pollution load shall be seen both in relation to the present state of the area and in relation to targets for the area. It has been the purpose of the EUDANA-project to develop or adjust existing tools for calculation of critical loads based on biodiversity targets and threshold values for favourable conservation status for terrestrial nature types protected by The EU Habitat Directive and by The Danish Nature Protection Act.

In the project a model tool has been constructed based on existing soil chemical and plant competition models. Example calculations with the model tool have been made for three types of grassland and for coastal dune heathlands. The test shows that the developed model tool functions well on the technical level.

The model contains a number of limitations where it will be necessary to make a quantitative estimate of the implications hereof for each locality where the model is intended to be used. On local scale the model will be better fitted to carry out risk assessments for different scenarios than to perform specific calculations, e.g. in connection with research projects. An essential element in the model, which demands further development, is the coupling from environmental conditions to Ellenberg values. Especially Ellenberg-N expressing nutrient accessibility can be difficult to translate to a simple, measurable parameter. In the present version of EUDANA a Dutch transfer function between the accessible nitrogen in the soil and Ellenberg-N is used, but this relation should be validated for Danish use or replaced by a relation based on C/N.

It is found that the components included in the EUDANA model tool are sufficiently well validated to allow the use of the model tool for the desired purposes. If the model is to be used outside NERI, a suitable users interface should be developed for the model.

3 Projektets formål

EUDANA har som formål at skabe et grundlag for udviklingen af modeller til forudsigelse af konsekvenserne for naturens tilstand af eutrofiering og forsurening som følge af kvælstofdeposition. De udviklede redskaber skal kunne bidrage til fastlæggelsen af tålegrænser baseret på målsætninger for biodiversitet og tærskelværdier for gunstig bevaringsstatus for terrestriske naturtyper beskyttet af EU's Habitatdirektiv og af den danske naturbeskyttelseslov. EUDANA vil skabe dette grundlag ved:

- At udrede behovet for rådgivning om effekter af kvælstofdeposition på biodiversiteten
- At beskrive og implementere eksisterende hollandske og danske modeller for relationerne mellem eutrofiering, næringsstoftilgængelighed, forsurening og naturtilstand på danske data.
- At beskrive de teoretiske forudsætninger og datakrav for modellernes anvendelse.

4 Baggrund og videnbehov

Habitatdirektivet forpligter Danmark til at udlægge habitatområder med signifikante forekomster af naturtyper og arter omfattet af direktivets lister. I disse områder skal bevaringstilstanden for naturområder og bestande af beskyttede arter overvåges og forvaltes med henblik på at fastholde eller forbedre naturens tilstand med henblik på at opnå gunstig bevaringsstatus. Gunstig bevaringsstatus er ikke præcist defineret i Habitatdirektivet, men følgende betingelser skal være opfyldt for at en naturtypes bevaringsstatus er gunstig:

- det naturlige udbredelsesområde og de arealer, det dækker inden for dette område, er stabile eller i udbredelse, og
- den særlige struktur og de særlige funktioner, der er nødvendige for dets opretholdelse på lang sigt, er tilstede og sandsynligvis fortsat vil være det i en overskuelig fremtid, samt når
- bevaringsstatus for de arter, der er karakteristiske for den pågældende naturtype, er gunstig efter *litra i* (jf. bevaringsstatus for arter).

For arterne afhænger gunstig bevaringsstatus af at:

- data vedrørende bestandsudviklingen af den pågældende art viser, at arten på langt sigt vil opretholde sig selv som en levedygtig bestanddel af dens naturlige levesteder, og
- artens naturlige udbredelsesområde hverken er i tilbagegang, eller der er sandsynlighed for, at det inden for en overskuelig fremtid vil blive mindsket, og
- der er og sandsynligvis fortsat vil være et tilstrækkeligt stort levested til på langt sigt at bevare dens bestande.

4.1 Bevaringskriterier

Det er klart at disse betingelser ikke er operationelle. En operationalisering forudsætter at man for hver enkelt naturtype, på baggrund af det eksisterende vidensgrundlag, specificerer følgende:

- 1) Baseline for areal og udbredelse
- 2) De nødvendige strukturer og funktioner og forudsætningerne for at disse kan være til stede i det lange løb, herunder et acceptabelt niveau for de væsentligste påvirkninger
- 3) Baseline for de karakteristiske arters bestande og udbredelse og forudsætningerne for deres overlevelse (minimal variable population, habitatkrav).

Som led i implementeringen af Habitatdirektivet i Danmark er der for hver naturtype udarbejdet kriterier for gunstig bevaringsstatus, som specificerer disse forhold i form af en række målbare parametre samt grænseværdier for disse parametre (Søgaard m.fl. 2003). Disse bevaringskriterier udgør grundlaget for den naturovervågning, som igangsættes fra 2004 under NOVANA (Fredshavn m.fl. upubl.).

Eutrofiering indgår som en gennemgående parameter i bevaringskriterierne, og der er fastsat foreløbige tålegrænseintervaller. En af

grundene til at intervallerne er foreløbige, er at arbejdet med udvikling af tålegrænser ikke har været specifikt målrettet mod biodiversitet. Tålegrænserne angives som intervaller, idet tålegrænserne for de enkelte forekomster af en naturtype vil variere som følge af naturlig variation i naturgrundlaget.

Der er således et markant behov for at få skabt et metodemæssigt grundlag for fastsættelse af tærskelværdier ud fra biologiske målsætninger samt til fastsættelse af lokale (mere præcise) tålegrænser med udgangspunkt i konkrete forekomster.

4.2 Forpligtelserne

Habitatdirektivets forpligtelser til proaktiv forvaltning og beskyttelse i habitatområderne i medfør af Artikel 6 medfører et stort behov for værktøjer til at forudsige betydningen af eksisterende eller ændrede påvirkninger af naturen. Af Artikel 6 i Habitatdirektivet fremgår det at medlemslandene er forpligtet til at arbejde aktivt for bevarelsen af (stk. 1), sikre beskyttelsen af (stk. 2), og vurdere samtlige projekter med konsekvenser for (stk. 3.) naturtyperne og arterne i habitatområderne (Europakommissionen 2000). Af 6.1 fremgår således en aktiv forpligtelse til at arbejde for gunstig bevaringsstatus. Af 6.2 fremgår at medlemsstaterne er forpligtet til at træffe alle de passende beskyttelsesforanstaltninger for at sikre, at der ikke indtræder betydelig forringelse eller forstyrrelse. Af 6.3 fremgår at alle planer og projekter, som kan påvirke naturen i habitatområderne, skal konsekvensvurderes. Det fremgår endvidere, at Habitatdirektivets opfattelse af, hvad der er et projekt, er meget rummelige – for eksempel omfattes også ændringer i landbrugsdriften som projekter.

Redskaber til vurdering af effekten af eutrofiering vil også kunne få betydning for forvaltningen af naturtyper som ikke er omfattet af Habitatdirektivet, men som er prioriteret/beskyttet af anden lovgivning (eksempelvis Naturbeskyttelsesloven). I praksis vil bevaringskriterierne kunne få betydning for konsekvensanalyser (fx VVM og for amternes generelle naturplanlægning).

4.3 Deposition af kvælstof

Truslen fra N-deposition relaterer sig især til spørgsmålet om oprettholdelsen af de nødvendige strukturer og funktioner i naturtypen, men også til den langsigtede overlevelse af naturtypens karakteristiske arter. I bevaringskriterierne indgår eutrofiering dels som en række tilstandsvariable og dels som påvirkningsfaktorer.

De relevante tilstandsvariable er eksempelvis:

- Balancen i biotaen (typisk vegetationen) mellem næringsbegunstigede og næringsfølsomme arter.
- Mængden og koncentrationen af næringsstoffer i jordbunden og i vegetationen.

Påvirkningsfaktorerne vil typisk bestå af:

- Mængden af tilførte næringsstoffer i form af gødning.

- Mængden af tilførte næringsstoffer via atmosfærisk deposition (samt evt. jordfygning og drænvand).

For en række naturtyper er grænseværdierne for disse eutrofieringsvariable fastsat skønsmæssigt, og det må forventes, at de reguleres, efterhånden som der skabes et datagrundlag for fastsættelse af normalværdier og naturlig variation. Det videnbehov, som EUDANA skal forsøge at underbygge, vedrører luftbåren deposition og kan formuleres som en udvidelse af den internationalt anvendte definition af tålegrænserne for kvælstof-eutrofiering (udvidelsen angivet med fed):

*En kvantitativ vurdering af det niveau af påvirkning fra depositioner af kvælstof som NH_x og/eller NH_y hvorunder skadelige effekter på økosystemets struktur og funktion og **bestandsudviklingen for de karakteristiske arter ikke optræder, vurderet med den nuværende viden.***

Hvis man tager Habitatdirektivets fordring helt bogstaveligt, så er videnbehovet voldsomt stort. På den ene side ønskes en vurdering baseret på en økosystemforståelse - altså hvor meget kvælstof kan et økosystem tåle, før det bryder sammen og bliver til noget andet? Samtidig ønskes også en artsbaseret vurdering baseret på kendskab til effekten af kvælstof på en lang række af karakteristiske arters bestandsudvikling. Antallet af naturtyper er højt, og antallet af arter er endnu højere, så det er klart, at der er brug for en model, som bygger på generaliserede mekanismer, men samtidig bygger på veldokumenterede sammenhænge mellem deposition og biodiversitet. I det følgende vil vi forfølge følgende delmål:

- 1) Beskrive den internationale udvikling inden for modellering af effekter af antropogene påvirkninger af biodiversiteten
- 2) Beskrive eksisterende, tilgængelige modeller
- 3) Beskrive det modelværktøj, som er blevet udviklet og afprøvet i EUDANA
- 4) Beskrive resultaterne fra scenariekørsler i projektet
- 5) Perspektivering: Metodekritik, udviklingsbehov, anvendelsesmuligheder

Der afsluttes med en sammenfattende vurdering af mulighederne for at anvende modeller som værktøj for forvaltningen, og anbefaling for den videre implementering og vidensopbygning på området.

5 SMART - MOVE modelsystemet

5.1 Modelsystemet

I Holland har der i en årrække været fokus på biodiversitet i forvaltningen af natur og miljø. Denne fokus har også medført en udvikling af modelværktøjer. Det væsentligste resultat heraf er 'Natuurplanner'-systemet, der er et integreret modelsystem, der både kan anvendes til konsekvensberegninger og til fastsættelse af depositionsgrænser baseret på målsætninger vedr. naturomårdernes funktion og karakteristiske arter (<http://arch.rivm.nl/milieu/natuurplanner/main.html>). Natuurplannersystemet har været anvendt både på national og regional skala i Holland. Et centralt element i Natuurplanner er SMART-MOVE systemet, der kobler en dynamisk jordbundskemisk model, SMART, med en planteforekomstmodel, MOVE.

MOVE er en responsmodel for arters realiserede niche som funktion af de vigtigste plantefordelende gradienter, hvor menneskelig påvirkning kan forandre tilstanden. Der er her tale om gradienter i næringsstofftilgængelighed, vandtilgængelighed og pH. De tilhørende menneskelige påvirkninger er eutrofiering, vandstandsregulering (typisk sænkning) og forsurening. MOVE-modellen beregner sandsynligheden for forekomsten af udvalgte plantearter i (den hollandske) vegetation som funktion af gradienter i næringsstoffer, grundvandsstand og pH (Latour et al. 1994). Grundlaget for MOVE er multiple logistiske regressionsmodeller for forekomsten af plantearter i prøvefelter som funktion af disse prøvefelters kalibrerede Ellenbergværdier for fugtighed, pH og næringsstofniveau. Ellenbergværdierne udtrykker en habitats relative fugtighed, surhed, næringsstofftilgængelighed osv. på en relativ skala. De kalibrerede Ellenbergværdier er gennemsnittet af de i et givent prøvefelt forekommende arters værdier.

For at kunne relatere Ellenbergværdierne til målte, abiotiske variable, er der opstillet signifikante regressionsfunktioner for forholdet mellem Ellenberg-N og kvælstofftilgængelighed, Ellenberg-F og gennemsnitlig grundvandsstand om foråret og Ellenberg-R og pH i jordbunden (fx Ertsen et al. 1998). Ved at fastlægge niveauer for acceptable sandsynligheder for planters forekomst kan grænseværdien for de aktuelle miljøvariable fastlægges. MOVE kan kobles til SMART, der kan bruges til at beregne udviklingen i de aktuelle miljøvariable som funktion af menneskelige påvirkninger (fx eutrofiering som følge af kvælstofdeposition).

Responsfunktionerne i MOVE er udviklet med udgangspunkt i mere end 100.000 vegetationsplots med presence-absence data over de forekommende arter. Sandsynligheden for at en planteart forekommer på en lokalitet kan beregnes på baggrund heraf, jvf. figur 5.1.

Under antagelse om at vegetation og miljø er i ligevægt vil modellen kunne bruges til beregning af effekten af en påvirkning på et plante-samfund. Resultaterne for enkelte plantearter er derimod for usikre.

En beregning for et plantesamfund baseres på en liste over karakteristiske arter for naturtypen, Ellenberg-R, -N og -F-værdierne for en referencesituation og Ellenberg-R, -N og -F-værdierne beregnet i målsituationen, fx nu-situationen eller en fremskrivning baseret på en given påvirkning.

Effekten på hele plantesamfundet kan bestemmes ved at beregne antallet af karakteristiske arter, der forventes at ville forekomme, dvs. hvor sandsynligheden for forekomst overskrider en given tærskelværdi eller ved at beregne den gennemsnitlige sandsynlighed for forekomst af alle de karakteristiske arter. I begge tilfælde sammenlignes der mellem mål- og referencesituationen.

Figur 5.1. Beregning af sandsynligheden for forekomst af en planteart i MOVE (fra Latour et al. (1994)).

The probability of occurrence of a plant species (P):

$$P = \frac{e^{f(x)}}{1 + e^{f(x)}}$$

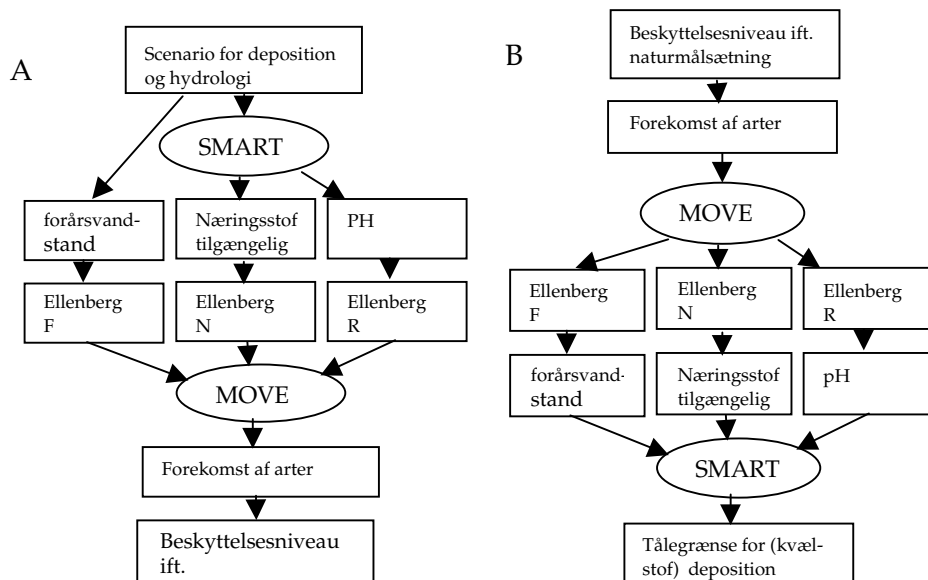
Where $f(x)$ is calculated with:

$$f(x) = y + b1 * F + b2 * F^2 + b3 * R + b4 * R^2 + b5 * N + b6 * N^2 + b7 * F * R + b8 * F * N + b9 * R * N$$

P	= Probability of plant species occurrence	(-)
$f(x)$	= Linear predictor	(-)
$y, b1 - b9$	= Intercept and regression parameters; unique for every species	(-)
F, R, N	= Ellenberg indication values for moisture, acidity and nutrient availability	(-)

Metoden kan opsummeres i følgende: SMART kan bruges til at beregne miljøkonsekvenserne af ændrede scenarier for hydrologi og deposition (figur 5.2 A). Disse konsekvenser er input til beregning i MOVE af konsekvenserne for plantearter. Resultaterne for enkeltarter kan siden aggregeres til naturtypeniveau.

Figur 5.2. SMART-MOVE-modelsystemet (fra Latour et al. (1994)).



Tålegrænser for eksempelvis N-deposition, der er baseret på målsætninger for biodiversitet, kan beregnes ved at regne den modsatte vej. Først opstilles en målsætning for en naturtypes tilstand mht. artsammensætning eller diversitet. Dernæst beregnes de maksimale

værdier for Ellenberg-N og -R og derfra N-tilgængelighed i jorden og pH. Derfra beregnes de maksimale depositioner med SMART.

MOVE-SMART-konceptet er simpelt og blandt de eneste værktøjer, som i dag kan håndtere biodiversiteten direkte ved at inddrage et repræsentativt udsnit af en vigtig taxonomisk gruppe (planterne) i en samlet analyse af effekter af N-deposition. For at opnå en simpelhed som gør det muligt at håndtere så mange arter og naturtyper er der også gjort nogle antagelser undervejs, som det er vigtigt at mærke sig:

- 1) Modellen indeholder en komponent, der oversætter miljøvariable til Ellenbergværdier. Denne kobling vil for Ellenberg-N være problematisk for naturområder, der ikke er kvælstofbegrænsede.
- 2) Modellen antager at der er ligevægt mellem miljø og vegetation.
- 3) Modellen forudsætter at de data som er brugt til at parametrisere responsfunktionerne er repræsentative for den virkelighed som den anvendes på.

5.2 Kritiske antagelser

5.2.1 Kobling mellem Ellenberg-N og kvælstof

Hvor koblingen mellem Ellenbergs 'reaktionstal' og pH forekommer forholdsvis uproblematisk (Ertsen et al. 1998), kan koblingen mellem kvælstofkoncentrationer i miljøet og Ellenbergs kvælstoftal til gengæld være problematisk. Ellenbergs tal repræsenterer vigtige plante-fordelende gradienter, og i tilfældet med kvælstoftallet er der i virkeligheden tale om en produktivitetsgradient, og arternes respons skyldes i høj grad den interspecifikke konkurrence, som stiger i betydning fra lav til høj produktivitet. Kvælstofkoncentrationen korrelerer naturligvis generelt positivt med produktiviteten, men denne korrelation er ikke altid høj. Målene for kvælstofdeposition, Ellenberg-N og artssammensætning kan kun forventes at være velkorrelerede i systemer, hvor mængden af kvælstof er den begrænsende faktor for primærproduktiviteten og graden af interspecifik konkurrence. Dette problem afspejles i Ertsen et al. (1998), som undersøger korrelationer i et datasæt med 5400 sammenhørende værdier for miljøvariable og Ellenbergtal. I dette studium er Ellenberg-N ikke velkorreleret med målte jordbundsparemetre. For eksempel findes der ingen signifikant korrelation med kvælstofkoncentrationen i topjorden, men derimod med kalium-koncentrationen. Korrelationen er dog forholdsvis svag ($r^2 = 0.34$). De målte variable, der i dette studium var bedst korrelerede til Ellenberg-N, var 'den stående biomasse' ($r^2 = 0.54$) og 'den totale N-pulje i vegetationen' ($r^2 = 0.6$).

Hill & Carey (1997) finder i en analyse af data fra Rothamsted Park Grass Experiment tilsvarende lave korrelationer mellem kvælstofkoncentrationen i jorden og Ellenberg-N. Kvælstofkoncentrationen i topjorden er dog næppe den bedste målbare indikator for kvælstof-tilgængeligheden. Hill & Carey (1997) finder, at Ellenberg-N korrelerer langt bedre med produktiviteten (målt som udbytte ved to årlige høslæt) ($r^2 = 0.83$) end med mængden af tilført N i gødning ($r^2 = 0.62$). Til den signifikante korrelation mellem Ellenberg-N og tilført N i

gødning skal tilføjes, at der ved de høje N-tilførsler også altid tilførtes P.

Det skal derfor slås fast, at når modelleringen af naturens respons på kvælstofdeposition baserer sig på Ellenberg-N, så afhænger kvaliteten af forudsigelserne af, at der er samtidige informationer om andre produktivitetsbegrænsende faktorer (tilgængelighed af P, K og vand), eller at der er vished for, at den naturtype der studeres, er helt eller delvist N-begrænset.

5.2.2 Antagelsen om at arterne følger miljøet forudsigeligt

MOVE-modellen bygger tildels på en antagelse om, at ændringer i miljøet kan omsættes til ændringer i sandsynligheden for at møde en art på et sted. Som udgangspunkt er det rimeligt at antage, at der vil være en sammenhæng mellem miljø og plantesamfund, specielt i naturtyper, hvor arterne har haft hundreder af år til at tilpasse sig de gældende levevilkår og indvandre til lokaliteter, som er egnede.

Når miljøet så ændrer sig, vil plantesamfundet også ændres, men med en forsinkelse. Det tager tid for allerede etablerede arter at uddø, men først og fremmest kan det tage meget lang tid for de bedre tilpassede arter at indvandre. Størrelsen af denne forsinkelse vil afhænge af om der er arter i området med præference for højproduktive levesteder og af om vegetationen forstyrres, så disse arter kan etablere sig eller ekspandere. Selvom eksempelvis grøftekanter i agerlandet opfylder disse betingelser, så viser analyser, at udviklingen i grøftekantsvegetationen over de sidste 30 år har været langsom på trods af intensiv gødskning og endnu ikke har indstillet sig på den nye ligevægt mellem miljø og vegetation. Hvis der er tale om en situation, hvor næringsindholdet er dalende, så kan forsinkelsen imidlertid være langt større, fordi arter med præference for oligotrofe levesteder er blevet sjældne i landskabet. MOVE-modellen beskriver ikke de mulige tidsforsinkelser, men derimod blot miljøets egnethed for arterne. Modellen indeholder heller ikke nogen beskrivelse af processerne, der tillader en art at sprede sig og etablere sig på en ny lokalitet. Modellen kan dermed primært bruges til at beregne risikoen for, at en ændring i miljøet fører til tab af allerede etablerede, hjemmehørende arter. Modellen kan også bruges til at beregne et interval af miljø, hvor et givent plantesamfund vil kunne eksistere med en given sandsynlighed. Modellen kan derimod ikke beregne sandsynligheden for, at de betragtede arter rent faktisk etablerer sig på en lokalitet, selvom det nødvendige miljø skulle være tilstede.

5.2.3 Modeldata som reference for forudsigelser

Det er af afgørende betydning at de data, der ligger til grund for responsfunktionerne, afspejler den virkelighed, som skal forudsiges. Eftersom MOVE er en statisk og ikke en mekanistisk model, vil der være en risiko for at MOVE fejlvurderer en helt ny økologisk situation, som ikke forekommer i modeldata. Man kunne eksempelvis forestille sig, at modeldata ikke indeholdt visse 'unaturlige' kombinationer af de anvendte miljøgradienter – fx lav pH og højt kvælstofniveau eller meget tør jord og højt kvælstofniveau. Tilsvarende vil der i nogle tilfælde være andre miljøgradienter, som er lige så vigtige eller vigtigere end de modellerede, og hvor man ikke har viden om disse i

modeldata. Graden af forstyrrelse (græsning, erosion, opdyrkning m.v.) er måske den mest oplagte. Effekten af en kvælstofpåvirkning vil således kunne være meget forskellig afhængig af om vegetationen afgræsses eller slås.

6 Europæiske studier, cases, anvendelser

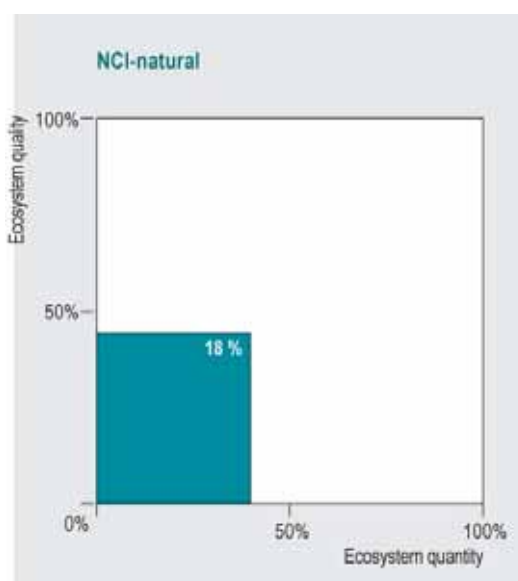
6.1 Naturkapital-indeks som et element i hollandsk regulering

I Holland har RIVM været center for udviklingen af et indeks for 'naturkapital', som kort fortalt består i at måle mængden af naturværdi som produktet af kvantitet og kvalitet (Hinsberg et al. 2003). Så vidt vi kan vurdere, repræsenterer dette hollandske koncept et af de første forsøg på at kvantificere naturværdier, og som sådan påkalder det sig interesse i relation til ambitionen i EUDANA-projektet om at vurdere effekterne af miljøpåvirkninger på biodiversiteten.

Bag 'Natural Capital Index' (NCI) ligger en metode eller protokol, som beskriver, hvordan man sammenholder lokale informationer om forekomsten af dyr og planter med en forventet forekomst baseret på naturgrundlag og successionstrin (baseline), aggregerer resultatet af denne vurdering fra lokal til national skala og afvejer resultater fra forskellige taxonomiske grupper. Man kan således sige, at 'Natural Capital Index' baseres på:

- 1) En beskrivelse af referencetilstanden for naturtypernes biodiversitet i form af lister over karakteristiske arter og deres forventede hyppighed i naturtypen
- 2) Et repræsentativt udvalg af arter for hver naturtype til brug for vurdering af tilstand og udvikling i naturtyperne
- 3) En metode for aggregering og afvejning til et nationalt samleindeks

Figur 6.1. Natural Capital Index, NCI, er 18 % for natur arealer i Holland. (fra Hinsberg et al. (2003)).

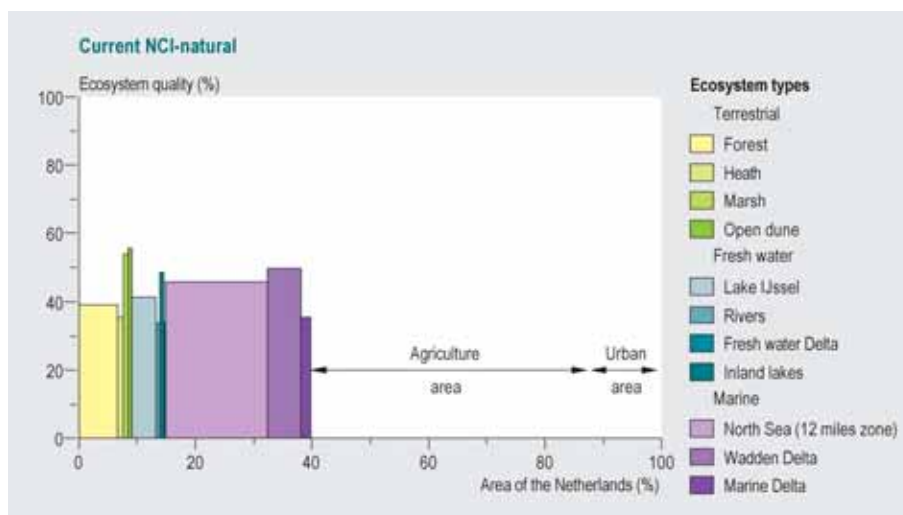


I sin mest aggregerede form fremtræder NCI som en figur, der viser det samlede nationale areal med natur og den gennemsnitlige kvalitet

af denne natur (se figur 6.1). Arealet med natur forstås som det areal, der dækkes af værdifulde (beskyttede) naturtyper, mens kvalitet forstås som værdien af disse levesteder for de arter, som karakteriserer dem i deres intakte referencetilstand. Der er på denne måde en klar sammenhæng mellem NCI og biodiversitet. NCI visualiseres som en boks, hvor x-aksen viser areal og y-aksen viser kvalitet – begge på en skala fra 0 til 100 %. Aksens enheder er relative, idet de forholder sig til en reference for det økosystem, man kigger på. NCI kan altså aldrig blive større end baseline, som er økosystemareal og kvalitet på et tidspunkt, hvor menneskets påvirkning var ubetydelig eller i det mindste meget beskedent.

NCI kan vises på sin mest aggregerede form, men kan også opløses i sine enkeltkomponenter, i det omfang der er brug for mere specifik information. Figur 6.2 viser eksempelvis en opløsning af den forrige figur i enkelte økosystemtyper, som hver bidrager med et areal og en gennemsnitlig kvalitet.

Figur 6.2. NCI opdelt på forskellige naturtyper. (fra Hinsberg et al. (2003)).



6.1.1 Perspektiver i relation til EUDANA

I forhold til EUDANA-projektet er det især beregningen af økosystemkvalitet, som påkalder sig interesse. Basis er som nævnt en indledende klassifikation af naturarealer efter deres type og opstilling af en forventet frekvens (baseline) for en række udvalgte arter for hver af disse økosystemtyper. I Holland bygger beregningen på overvågning af mere en 1000 arter af ynglefugle, fisk, krybdyr, sommerfugle, karplanter og jordbundsdyr udvalgt til at repræsentere såvel sjældne som almindelige arter i de 32 opstillede økosystemtyper. Resultatet af overvågningen anvendes så til at beregne den procentvise opfyldelse af baseline for de overvågede arter. I aggregeringsprotokollen tildeles planter, invertebrater og vertebrater lige vægt til det samlede indeks for kvalitet.

Eftersom beregningen af NCI bygger på observerede frekvenser for udvalgte arter, vil man også kunne gennemføre fremskrivninger af NCI, hvis man kender arternes respons på givne miljøændringer. Det er på denne måde, at hollænderne kobler NCI og SMART-MOVE. Ved hjælp af SMART-MOVE beregnes arternes forventede frekvens som funktion af miljøet og ændringerne i miljøet, og dette omsættes

til naturværdi ved hjælp af aggregeringsprotokollen i NCI (Hinsberg et al. 2003).

6.2 Fremskridt vedr. modellering af underskogsvegetation på europæisk skala

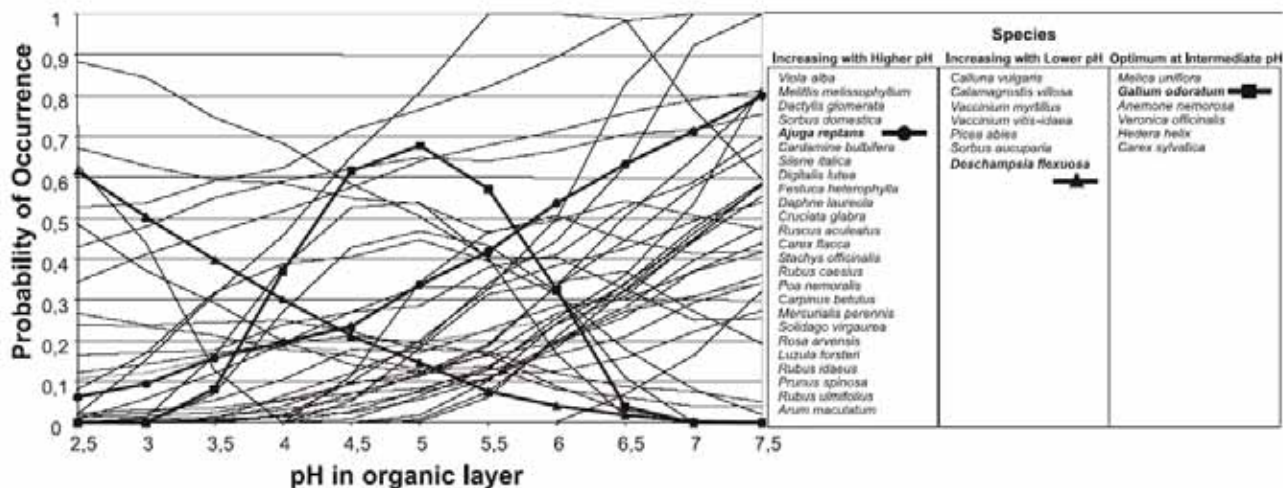
Der har i de senere år været en forøget fokus på luftforureningens effekter på den biologiske mangfoldighed i UN/ECE. ICP Forest (internationalt samarbejdsprogram om overvågning af luftforureningseffekter i skov) igangsatte i år 2000 et større EU-støttet studium af sammenhængen mellem vegetationens sammensætning og de miljømæssige forhold set over tid og rum. Studiet blev gennemført i et samarbejde mellem INRA i Frankrig og Alterra, FIMCI og RIVM i Holland. Der blev anvendt data fra ICP Forests database, hvor der for 400 (skov) plots spredt over Europa findes sammenhængende observationer af underskogsvegetation og miljødata. Databasen omfatter pt 2121 arter. Det er planen på et senere tidspunkt at udvide undersøgelsen til også at omfatte data fra 50 ICP IM (integreret overvågning af luftforureningseffekter) plots, der omfatter et bredere spektrum af naturtyper. Der er set både på enkeltarter ved anvendelse af Generalised Linear Models og på plantesamfund ved anvendelse af multivariat ordination. I første omgang har det kun været muligt at se på sammenhænge i rum, idet der ikke har været en tidsserie af vegetationsdata. De målte miljødata er sammenfattet i tabel 6.1.

Tabel 6.1. Målte miljødata.

<i>Sted- og bevoksnings karakteristisk</i>	Land, klimazone, jordtype, træart, bevoksnings alder, bevoksnings højde, højde over havet, dækning
<i>Klima</i>	Årsnedbør, gennemsnitstemperatur
<i>Luftforurening</i>	Bulk deposition af NH_4 , NO_3 , SO_4 , Ca, Mg, K, Na, Cl
<i>Jordbundskemi, næringsstoffer</i>	Masse af humuslag, C, N, P, Ca, Mg og K i humuslag, C og N i mineraljorden (0-20 cm)
<i>Jordbundskemi, surhed</i>	pH (CaCl_2) af humuslag og mineraljord (0-20 cm), CEC og BS af mineraljorden (0-20 cm)

Analysen af sammenhængen mellem sandsynligheden for forekomst af enkeltarter og miljødata er foretaget med den samme type model (GLM) som anvendt i MOVE-modellen. I dette projekt er modellen anvendt på det observerede sæt af miljødata (tabel 6.1), dog undtaget Na, der er kraftigt korreleret med Cl i bulk deposition. Analysen er foretaget for 332 arter. Analysen viste, at det ikke gav nogen væsentlig forskel at ekskludere kategori-variablene for klima, jordbundstype og skovtype, formentlig fordi klimaet fx er tilstrækkeligt karakteriseret ved nedbør og temperatur. Den forklarede variation for de enkelte arter ligger mellem 10 og 70% med en medianværdi omkring 30%.

Figur 6.3 viser sammenhængen mellem sandsynlighed for forekomst og pH i det organiske lag for de 36 arter, hvor der blev fundet en signifikant sammenhæng.



Figur 6.3. Sammenhængen mellem sandsynlighed for forekomst og pH i det organiske lag for 36 arter, hvor der blev fundet en signifikant sammenhæng (fra de Zwart & van Dobben (2002)).

En Chemical Correspondence Analysis af sammenhængen mellem hele plantesamfundet og de miljøvariable viser, at 32% af variansen kan forklares ved anvendelse af alle variable. Heraf kan 19% entydigt forklares ud fra miljøvariable, medens 7% kan forklares ud fra landet, formentlig som følge af metodiske forskelle mv. Samles miljøvariablene i hovedgrupper, forklarer jordbunden 5,8% af den fundne variation, klimaet 4,9%, træarten 3,1%, medens den aktuelle bulk deposition forklarer 0,6%. Betragtes variablene enkeltvis, og ses der bort fra træart, region etc., bidrager pH i det organiske lag med 1,9% mest til at forklare variationen, efterfulgt af pH og C/N i mineraljorden med 0,7% hver. K, Ca og C/N i den organiske horisont bidrager med hhv. 0,6, 0,5 og 0,5%. Det højeste bidrag fra deposition er NO₃ depositionen med 0,4%.

De fundne sammenhænge er forholdsvis stærke i forhold til resultater, der typisk findes ved CCA analyser. Undersøgelsen understreger det velkendte forhold, at der ikke er en markant og entydig sammenhæng mellem den aktuelle deposition og plantesamfundet. Effekten på plantesamfundet må forventes at afhænge af de naturgivne forhold (områdets tålegrænse) og at være resultatet af lang tids akkumuleret påvirkning. Det er således ikke overraskende, at der er en væsentligt stærkere sammenhæng mellem jordbundskemien og plantesamfundet end mellem den aktuelle deposition og plantesamfundet. En videre analyse af data i ICP Forest databasen vil formentlig kunne bruges til validering og / eller forbedring af relationerne i MOVE / EUDANA.

6.3 Modellering af habitat- og vegetations respons for enge og kær ved Dommel floden

I det hollandsk / belgiske vandløbsopland til Dommel floden og Zwarte Beek er der fra 1995-98 gennemført et EU-LIFE demonstrationsprojekt vedr. integrerede forvaltningsplaner for grænseoverskridende lavlands vandløbsoplande. Projektet blev gennemført af provinsen Nord Brabant, og det videnskabelige arbejde koordineret af Utrecht Universitet. Projektets formål var dels at udvikle videnska-

beligt sunde værktøjer til miljø-konsekvensvurdering, dels at udvikle bæredygtige forvaltningsplaner. Som en del af projektet blev der gennemført en regional anvendelse af SMART-MOVE for enge og kær (Pieterse et al., 1998).

I projektet er der dels blevet foretaget floraregistreringer, dels foretaget målinger af et omfattende sæt af miljø-variable på 54 prøvetagningssteder fordelt på 11 lokaliteter i oplandet. De målte variable er sammenfattet i tabel 6.2.

Tabel 6.2. Målte miljødata.

<i>Jord</i>	N-mineralisering, ammonificering, nitrificering, P- og K-mineralisering, tilgængeligt NO_3 , NH_4 , N, PO_4 , og K, Kjeldahl N, P og K, C/N, C/P, C/K
<i>Vand</i>	NO_3 , NH_4 , PO_4 og K i jordvand, NO_3 , NH_4 , PO_4 og K i grundvand
<i>Vegetation</i>	total biomasse, biomasse af cryptogamer, en- og tokimbladede og højere planter, ratio cryptogamer / højere planter, ratio en / to kimbladede, N, P og K indhold - og optagelse i højere planter, N/P, N/K og K/P-ratio i højere planter

Ellenberg-R, -F og -N er bestemt for hvert prøvetagningssted som gennemsnittet af indikatorværdierne for alle forekommende plantearter. Der er foretaget en kalibrering mellem Ellenbergværdier og målte miljø-variable. Ellenberg-F kunne succesfuldt kalibreres mod gennemsnits grundvandsstand i foråret. Der blev endvidere fundet en brugbar sammenhæng mellem den gennemsnitlige grundvandsstand for foråret og for hele året. Den bedste sammenhæng blev fundet ved at anvende separate regressioner for sand-, ler- og humusjorder. Ellenberg-R blev succesfuldt kalibreret imod jordens pH (H_2O). For at koble til SMART blev der endvidere fundet en sammenhæng mellem pH i jordvand og pH- H_2O . Det var i projektet muligt at validere SMART-beregnete værdier for pH i jordvand mod målinger.

Den bedste sammenhæng mellem Ellenberg-N og abiotiske variable blev fundet for NO_3 koncentrationen i topjorden (10 cm), og lidt dårligere sammenhænge til N-mineralisering, nitrificering, C/N og C/P i topjorden. De fundne sammenhænge til tilgængeligt PO_4 og K, og til næringsstofkoncentrationer i jord- eller grundvand var meget svage eller ikke signifikante. Ellenberg-N er derimod kraftigt relateret til produktionen af biomasse, til optaget af N og P og til N/P-ratioen for højere planter. Gødskningseksperimenter på 6 lokaliteter viste, at de 2 var kvælstofbegrænsede, medens 4 var begrænsede af kombinationer af N, P og K. Da SMART-modellen ikke direkte beregner NO_3 -koncentrationerne eller C/P, blev der foretaget en kalibrering mod N-mineralisering. Det viste sig dog vanskeligt at validere den med SMART beregnede mineralisering mod målte værdier. Et andet problem i forhold til at beskrive kvælstoftilgængeligheden var, at der manglede data vedr. omfanget af gødskning.

Der blev foretaget en GIS-integreret implementering af SMART-MOVE for oplandet, der muliggjorde beregninger med varierende opløsning. Til brug for opstilling af forvaltnings-scenarier blev der

defineret 11 forskellige græslandstyper. Til hver naturtype blev knyttet en liste på mellem 8 og 19 karakteristiske arter. Der blev gennemregnet forskellige scenarier, hvor sandsynligheden for forekomst af de forskellige naturtyper blev beregnet på et 100x100 m² net. En kortlægning af naturtypernes faktiske udbredelse i oplandet har vist, at naturtyperne i dag kun findes i meget begrænset omfang. Specielt de artsrige naturtyper var stort set udryddet. Det var derfor ikke i projektet muligt at validere de beregnede sandsynligheder for forekomst af naturtyper. En sådan validering var dog heller ikke et hovedformål i projektet, der fokuserede på forvaltningsscenarier.

6.4 Evaluering og udvikling af dynamiske modeller for jord og jord-plantesystemet i Storbritannien

I Storbritannien er der igangsat et forsknings / udredningsprojekt, 'UKREATE', der bl.a. har til formål at udvikle modelværktøjer til vurdering af jordens og vegetationens respons på mulige reduktioner af luftforureningen. Projektet skal også bidrage til en forbedring af de anvendte tålegrænsem modeller for terrestrisk natur og bidrage til en bedre beskrivelse af tabet af nitrat fra naturjorder til ferskvand. Projektet er støttet af DEFRA og NERC og gennemføres primært af CEH, Bangor. Projektets del 2 vedr. evaluering og udvikling af dynamiske modeller for jord og jord-plantinteraktion kan betragtes som et søsterprojekt til EUDANA. Dette delprojektet er baseret på anvendelse af SMART-SUMO-MOVE-modelsystemet. SUMO er en plantekonkurrencemodell.

Idéen i projektet er at opbygge et modelsystem, der kan forudsige et sandsynligt plantesamfund ud fra en (modelberegnet) jordbunds kemi, en given drift / pleje og en (regionalt bestemt) mængde af mulige plantearter. Trinene i beregningen er:

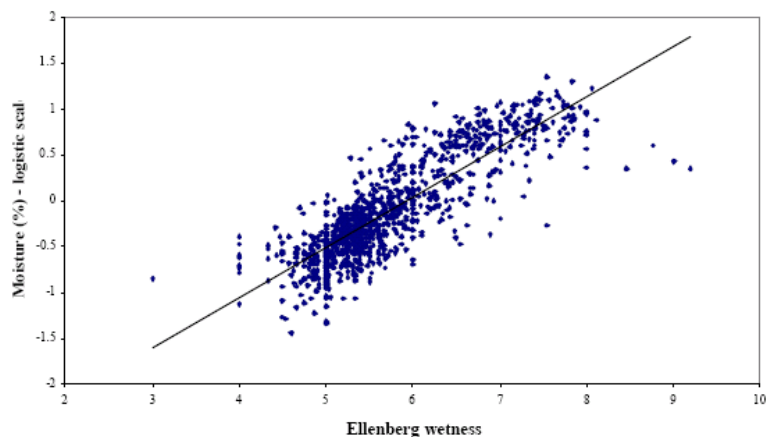
- 1) At beregne / bestemme de abiotiske forhold, pH, C/N, jordfugtighed, og græsningstryk og biomassen af 5 funktionelle typer af vegetation med SMART og SUMO.
- 2) At oversætte de abiotiske forhold til Ellenbergindikatorer
- 3) At bestemme et muligt plantesamfund
- 4) At foretage en regionalt bestemt filtrering af listen af mulige arter.

Projektet bygger på data fra det britiske 'Countryside survey' overvågningsprogram, der omfatter vegetationsdata fra releveer, der dækker ca. 16.000 kvadrater tilfældigt udvalgt fra et 1 km² kvadratnet. Fra 856 kvadrater er der yderligere foretaget analyser af jordprøver.

Der er foretaget modelsammenligninger og modelvalidering af jordbunds kemi-modeller på tre lokaliteter, hvor der eksisterer gode data-sæt. På baggrund heraf er det konkluderet, at SMART-SUMO giver en rimelig modellering af jordbunds kemien, og at SUMO-modellen fungerer godt for de vegetationstyper, den er udviklet til, dvs. lavlandsheder og tilgroningsstadier heraf, træbevoksede arealer og klitter. Der er identificeret problemer mht. modelleringen af visse drift-/plejeformer, specielt afbrænding af heder og græsning af højlands-

arealer. På disse punkter vil det blive forsøgt at videreudvikle modellen. Den simple jordbundskemi-model, VSD er også blevet fundet at fungere godt, dog med visse modifikationer for organiske jorder.

Figur 6.4. Sammenhæng mellem Ellenberg-F og jordens fugtighed (M%):
 $\ln(M\%/100-M\%) = 0,55$
 (middelt Ellenberg-F) $-3,27$
 (fra Evans et al. (2002)).



Der er på baggrund af de britiske data etableret anvendelige sammenhænge mellem Ellenbergindikatorerne og tilgængelige miljøvariable. De anvendte sammenhænge er Ellenberg-R og jordbunds pH ($R^2 = 61\%$), Ellenberg-N og jordbunds C/N ($R^2 = 62\%$), og Ellenberg-F og jordens fugtighed ($R^2 = 72\%$). Figur 6.2 viser den fundne regression for Ellenberg-F.

Der er på baggrund af det britiske datasæt opstillet responskurver for 159 britiske lavlandsarter og 151 højlandsarter. Responskurverne er opstillet efter samme form som responskurverne i MOVE. For arter, hvor der i de uindhegnede hede- mose- og græsarealer i det britiske højland er fundet en signifikant sammenhæng mellem forekomst af arten og tætheden af får opgjort på et 1 km² net, er den relative tæthed af får medtaget som forklarende variabel.

Projektet er endnu ikke afsluttet og vil fortsætte næste år med i) en test af de beregnede sandsynlighedsfordelinger mod data fra udvalgte forskningslokaliteter og ii) at inkludere den relative sjældenhed af udvalgte arter i lokale artslistes.

6.5 Ekstra omkostninger ved naturpleje som følge af atmosfærisk deposition i Holland

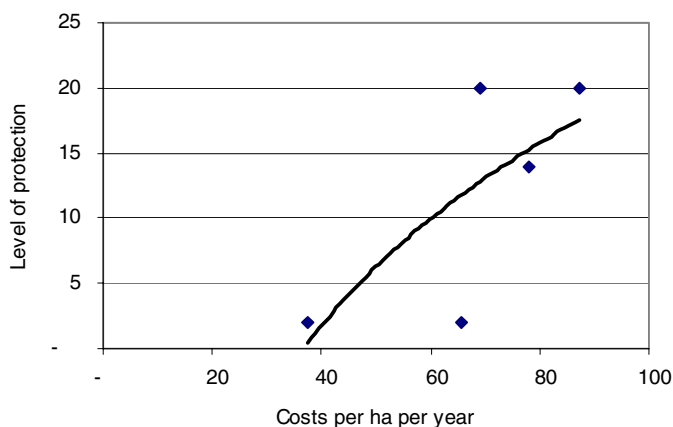
Som opfølgning på en national workshop i Holland i 2002 om de økologiske gevinster ved den aktuelle forsureningspolitik, har Alterra på opdrag fra VROM gennemført et studium af ekstraomkostningerne ved naturpleje, hvis plejen skulle modvirke effekterne af den aktuelle deposition. Studiet er gennemført med anvendelse af SMART-SUMO-MOVE-modellsystemet, som det er implementeret i 'Nature Planner' værktøjet. Der er foretaget scenarioberegninger for de hollandske målsatte naturtyper (Nature Target Types) under anvendelse af et antal plejestrategier, der dækker et spektrum i intensitet. De nødvendige omkostninger til plejen er så sammenholdt med den opnåede grad af beskyttelse for naturtyperne i 2050, målt som den gennemsnitlige sandsynlighed for forekomst af de karakteristiske arter.

De anvendte plejetyper afspejler den aktuelle hollandske praksis, dvs. slåning for græsarealer, tørveskrælning for heder og fjernelse af biomasse for skov.

SMART-SUMO blev kørt på et landsdækkende datasæt for perioden 1990-2050, hvor de første 10 år blev brugt til kalibrering. Den atmosfæriske deposition blev holdt konstant på niveauet i år 2000, og jordbundsfugtigheden målt som den gennemsnitlige forårsvandstand (MSL) blev ligeledes forudsat konstant i perioden. Den beregnede jordbundskemi for 2050 blev brugt som input for MOVE-beregningerne.

Der blev fundet en positiv sammenhæng mellem plejeudgifter og beskyttelsesgrad for tørre indlandsheder. Den fundne sammenhæng er illustreret på figur 6.5. En del af spredningen på punkterne kan henføres til, at plejeintervallerne for hede er forholdsvis lange (20-60 år) sammenlignet med simuleringsperioden. Beregningerne tydede endvidere på, at forskellene i beskyttelsesniveau ved intensiveret pleje næppe er holdbare på længere sigt

Figur 6.5. Sammenhæng mellem årlige plejeudgifter og opnået beskyttelsesgrad for karakteristiske arter efter 50 år for tør indlandshede (fra Wamelink et al. (2002)).



De overordnede konklusioner af studiet er forholdsvis negative. For de fleste naturtyper blev det fundet, at det ikke ved de aktuelle hollandske depositions niveauer er muligt at opnå et væsentligt forbedret beskyttelsesniveau ved intensiveret pleje. For skov blev der fundet en øget kvælstoftilgængelighed ved forøget fjernelse af biomasse. Stigningen skyldes en forøget mineralisering og et større lysindfald på skovbunden, der giver en øget vækst af arter med stort kvælstofindhold og dermed en forøget kvælstofomsætning. Generelt var de fjernede kvælstofmængder for små til at modvirke den fortsatte belastning og en evt. ændring af omsætningen af tidligere akkumuleret kvælstof. Det blev derfor konkluderet, at der ved de nuværende depositions niveauer kræves mere drastiske plejeindgreb som fx tørveskrælning af græsarealer og skovbund, suppleret med vitalitetsgødskning, hvis den fortsatte akkumulering af kvælstof skal imødegås.

7 Øvrige tilgængelige modeller

7.1 SAFE, SMART, MAGIC, VSD

Der er i de seneste 15-20 år udviklet en række dynamiske jordbundskemiske modeller, primært til brug i forskning og rådgivning vedr. effekter af jordbundsforsuring som følge af luftforurening. Modellerne er som hovedregel baseret på ladningsbalancer for ANC og massebalancer for BC, NH_4^+ , NO_3^- , CaCO_3 og Al. Derudover beskriver en del modeller adsorption af SO_4^{2-} og kompleksering af Al med DOC, samt næringsstofkredsløb, mineralisering og optag. Modellerne er som hovedregel modelsystemer, der også omfatter databaser og preprocessorer for input-data, kalibreringsrutiner og efterbehandlingsprogrammer for model-output. En sammenligning af 16 forskellige modeller kan findes i (Tiktak and Van Grinsven 1995). Der skal her gives en kort sammenligning af fire af de mere udbredte modeller.

VSD (Very Simple Dynamic) modellen er udviklet af UN/ECE's koordinationscenter for effekter ved RIVM i Holland i 2002 for at understøtte anvendelse af dynamiske modeller til beregning af tålegrænser og belastningsmålsætninger på national og europæisk skala (Posch & Reinds, 2003). Der er tale om en et-lags model med et årligt tidsskridt, der derfor ignorerer sæson-variationer og vertikal heterogenitet i rodzonen. Modellen beregner en gennemsnitskemi for rodzonen, og udvaskningen beregnes som de beregnede koncentrationer ganget med nedbørsoverskuddet. Modellen er udviklet som den simplest mulige udvidelse af den simple massebalance-model (SMB), der anvendes ved kortlægning af tålegrænser for luftforurening. Modellen inkluderer ud over ligningerne i SMB, kation-bytning og kvælstof-immobilisering og en massebalance for kvælstof og kationer. Processerne beskrives som ligevægts- eller rate-begrænsede. Udveksling af Al, H^+ og Ca+Mg+K kan valgfrit beskrives med Gaines-Thomas eller Gapon ligninger. Modellen inkluderer ikke processer vedr. i) kroneudveksling, ii) det interne næringsstofkredsløb, iii) N-fiksering og NH_4^+ -adsorption, iv) SO_4 -adsorption, -optagelse, -immobilisering og -reduktion, v) RCOO^- , vi) kompleksering af Al med OH, SO_4^{2-} og RCOO^- .

SMART-modellen (Simulation Model for Acidification's Regional Trends), der ligeledes er udviklet på RIVM, ligner VSD modellen, men indeholder lidt flere processer. (De Vries et al. 1989, Posch et al. 1993). SMART-modellerer udveksling af Al, H^+ og divalente basekationer og sulfat adsorption. Organiske syrer kan beskrives som mono- di-, eller trivalente, og modellen indeholder en balance for karbonat og Al, så modellen kan bruges på såvel kalkjorder som totalt forsurede jorder, hvor selv Al-buffere er opbrugt. Endelig indeholder modellen en beskrivelse af Al-kompleksering med organiske syrer.

SAFE (Soil Acidification in Forest Ecosystems) er udviklet på Lund Universitet (Warfvinge et al. 1993, Alveteg and Sverdrup 2002). De

største forskelle til de øvrige, udbredte modeller er: i) mineralforvitring er ikke et model-input, men er modelleret med PROFILE-modellen på basis af data for jordbundsmineralogi, ii) SAFE er en multi-lagsmodel, hvor vandet bevæger sig ned gennem jordbundslagene, iii) Udvekslingen mellem jordmatricen og jordvandet er beskrevet som diffusionsbegrænset.

MAGIC (Model of Acidification of Groundwater In Catchments) modellen er, i modsætning til de øvrige udbredte modeller, beregnet til at modellere hele afstrømningsområder (catchments) (Cosby et al. 1985). MAGIC modellen blev oprindeligt udviklet til brug i 'the National Acid Precipitation Assessment Program (NAPAP)' i USA (Thornton et al. 1990). Modellen beskriver afstrømningsområdet som bestående af to jordlag og et vandløb eller en sø. Der kan anvendes tidsskridt på en måned eller et år. Modellen er som de øvrige beskrevne modeller udviklet til at simulere længere tidsserier, og håndterer ikke episoder. Modellen er modificeret flere gange siden oprindelsen i 1984, og indeholder i de senere versioner også en beskrivelse af de væsentligste kvælstofprocesser (Cosby et al. 2001).

Beregninger og kortlægning af tålegrænser i Danmark har i en år-række været baseret på anvendelse af PROFILE-modellen, medens SAFE har været anvendt til dynamiske beregninger på et begrænset antal lokaliteter (Forsius et al, 1997, Bak, 2003). I forbindelse med at det er besluttet at inkludere dynamiske modelberegninger i kortlægningen af tålegrænser og – overskridelser på europæisk plan, er det i det danske FN-ECE-fokus-center for luftforureningseffekter i DMU besluttet at supplere PROFILE-beregningerne med nationale beregninger med VSD modellen. Den primære årsag til at vælge VSD-modellen i denne sammenhæng er, at der ikke på kort sigt (frem til 2006) er udsigt til, at der vil kunne etableres et datagrundlag, der tillader regionalt brug af de mere komplicerede dynamiske modeller. Der er etableret et landsdækkende datagrundlag, der (med nogen usikkerhed) tillader at anvende PROFILE til beregning af forvittringsrater, hvilket formentlig er den mest kritiske jordbundsparameter. De beregnede forvittringsrater kan anvendes som input til VSD.

Det er i dette projekt valgt ligeledes at anvende VSD i EUDANA-modelsystemet. Argumentationen herfor er for så vidt den samme som valget af VSD til landsdækkende tålegrænseberegninger. Der vil formentlig på kort sigt kun være et meget begrænset antal lokaliteter, hvor der vil kunne etableres et tilstrækkeligt datagrundlag til anvendelse af de mere komplicerede modeller. Det skal endvidere bemærkes, at modellerne primært er forskellige hvad angår detaljeringsgraden af forsureningsprocesserne. Forskellene er mindre hvad angår kvælstofprocesserne, der må forventes at være væsentligst i en dansk reguleringssammenhæng.

7.2 Plantekonkurrencemodeller: CALLUNA, SUMO

Som følge af en kraftig tilbagegang for de resterende arealer med tørre indlandsheder i Holland, blev der i '80'erne og '90'erne iværksat en intensiv forskningsindsats bl.a. med henblik på at opnå en bedre

forståelse af områdernes dynamik og tålegrænser. Hederne er truet af flere påvirkninger, hvoraf en af de væsentligste forventes at være det forøgede kvælstofnedfald. Effekten heraf har været, at hederne i stor udstrækning er vokset til med græsser. (Heil & Bobbink 1993, Bobbink et al. 1995). Der er derfor fokuseret på en kombination af økosystemforskning og dynamiske vegetationsmodeller (Aerts & Heil 1993, Heil & Bobbink 1993).

Et væsentligt resultat af den hollandske indsats har været udviklingen af CALLUNA-modellen, der simulerer konkurrencen mellem lyng og græsser under forskellige kvælstofdepositionsscenerier og plejeintervaller, og med stokastisk optrædende angreb af lyngens bladbille. De væsentligste input-parametre for modellen er kvælstofdepositionen, medens output er tilvækst, mortalitet, og stående biomasse af lyng og græs, samt fluxe, og jordens indhold af organisk stof, udtrykt ved mængder af C og N. Derudover beregnes jordens indhold og udvaskningen af NH_4^+ og NO_3^- , samt nitrificering og denitrificering (Heil & Bobbink 1993, Bakema et al 1994).

Opsætningen af CALLUNA-modellen omfatter følgende hovedparametre:

- C/N ratier for blade, skud, stængler, blomster, rødder, hele planter og for førne.
- Kroneudveksling af NH_4^+ and NO_3^- .
- Tilvækst, mortalitet- og mineraliseringsrater for blade, skud, stængler, blomster og rødder
- Redistribuering
- Konkurrence: Højde, rodlængde, height, root length, leaf area index (LAI), patchiness
- Pleje / drift
- Bladbilleangreb: Risiko og følsomhed

Udgangspunktet for en CALLUNA-simulering er bar, tørveskrællet jord uden plantedække. Plantedækket initialiseres til en fastsat startværdi for dækningen af græsser (*Deschampsia*) og lyng (*Calluna*). Medens kronen er åben, kontrolleres væksten af lyng og græsser af konkurrence for lys og kvælstof. Når kronen er lukket, og der er et overskud af kvælstof, øges førneproduktionen og kvælstofomsætningen, men der vil kun være en øget vækst af græsser, hvis der opstår huller i plantedækket. Overskydende kvælstof immobiliseres i jorden.

Modelberegninger viser, at en stabil dominans af lyng kan opretholdes i en længere årrække, selv ved relativ høj kvælstofbelastning, hvis der ikke sker en åbning af vegetationen som følge af pleje, billeangreb, eller som følge af en stigende alder af lyngen. Angreb af lyngens bladbille er således en nøglefaktor for konvertering af heder til græs. Billeangreb dræber lyngen og fremmer græsserne ved at fjerne konkurrencen. Tilvæksten af græsser kan yderligere øges som følge af kvælstofdeposition eller -mineralisering.

CALLUNA-modellen er ikke fuldstændigt valideret, men testkørsler med data fra en række hedeområder har produceret troværdige resultater og vist, at modellen er ret robust over for usikkerheder i

parameteriseringen. Modellen forventes at indeholde de væsentligste processer og relationer af betydning for plantekonkurrencen på heder.

7.3 Habitatmodeller: DANVEG

DANVEG er en database med eksisterende vegetationsanalyser fra dansk natur. I DANVEG er vegetationsanalyserne i første omgang grupperet efter hovednaturtyper (skov, mose, hede, græsland) og siden, ved hjælp af clustering (TWINSPAN, Hill 1979), grupperet i 130 plantesamfund som er karakteriseret økologisk og floristisk. Der er forskellige statistiske modeller knyttet til DANVEG.

For det første er der en række modeller, som gør det muligt at bestemme, hvilken naturtype og plantesamfund i DANVEG en ny artsliste tilhører, når man kigger på dens artssammensætning. Disse modeller benytter sig af passiv ordination (indplacering af artsliste i forhold til de vigtigste floristiske gradienter i referencedata) og multinomial regression (klassifikationsmodel).

Dernæst er der en økologisk model, som forudsiger de mest sandsynligt forekommende plantesamfund som funktion af en biotopbeskrivelse (Münier et al. 2001). Biotopbeskrivelsen består i en karakterisering af miljøforholdene, driftforholdene og successionsstadiet ved hjælp af en række faktorvariabler (fx tørt, fugtigt, vådt eller sumpet). Biotopbeskrivelsen kan, som vist af Münier et al (2001), anvende georefererede data om jordbund, topografi og hydrologi som input.

7.3.1 Habitatmodeller

DANVEG indeholder to modeller til bestemmelse af naturkvalitet som funktion af artssammensætningen. Den ene, habitatkvalitetsmodellen, bygger på en ordination af plantelister fra lysåbne prøvefelter på en skala fra stærkt kulturpåvirket til næsten upåvirket reference-natur (Ejrnæs et al. 2002). Denne model bygger på et neuralt netværk, som forudsiger sandsynligheden for, at en planteliste udtrykker en habitatkvalitet, som kan betinge forekomsten af beskyttede naturtyper (halvnatur og natur). Modellen der anvender de to primære ordinationsakser i materialet til forudsigelsen. I relation til MOVE er det værd at bemærke, at prædiktorvariablene (de primære ordinationsakser) korrelerer meget stærkt med netop de kalibrerede værdier for Ellenberg-N og Ellenberg-F.

Den anden model, successionsmodellen, bygger på en ordination af plantelister fra henholdsvis opgivne marker og gamle heder/overdrev. Modellen forudsiger således successionsstadiet. Medens habitatkvalitetsmodellen kan bruges til at bedømme et areals egnethed for beskyttede naturtyper, så kan successionsmodellen bruges til at bedømme, om disse naturtyper i realiteten har indfundet sig. I et fragmenteret landskab som det danske kan det nemlig tage lang tid, før de karakteristiske arter genindvandrer, hvis tidligere kulturindgreb har ført til deres lokale uddøen. Det er værd at bemærke, at i dette datasæt "overskygger" koloniseringsprocessen i et vist omfang gradienterne i vand, næring og pH. I stærkt forstyrrede samfund bør man altså være varsom med prognoser baseret alene på disse faktorer.

7.3.2 Habitatmodellerne sammenlignet med MOVE

Både MOVE og habitatkvalitetsmodellen repræsenterer statistiske modeller, som kan forudsige naturtilstanden som funktion af Ellenberg-N. MOVE forudsiger sandsynligheden for forekomst af plantearter, mens habitatkvalitetsmodellen forudsiger sandsynligheden for forekomst af habitattyper. I MOVE bliver effekten af en miljøændring udmålt direkte på de karakteristiske planter, mens dette i habitatmodellerne foregår på økosystem- eller plantesamfundsniveau. Det er dog også muligt at generalisere om tabet af biodiversitet ud fra en given forudsagt ændring af koordinaterne for en lokalitet i habitatmodellerne. Den ordinationsmetode, som ligger bag habitatmodellen, indeholder nemlig en skalering af akserne i s.d.-units af floristisk turnover, hvilket betyder, at en art med gennemsnitlig økologisk amplitude dukker op og forsvinder igen i løbet af 4 sd-units langs en gradient (Økland 1990).

7.3.3 Referencetilstand og kritisk tilstand

For at kunne regne baglæns med modellerne som i SMART-MOVE (se figur 3.2), er det nødvendigt at have en statistisk beskrivelse af acceptabel og uacceptabel biotisk tilstand for de aktuelle naturtyper. Til dette formål må man i det mindste have en beskrivelse af arts sammensætningen af naturtyperne i deres referencetilstand og en beskrivelse af deres naturlige variationsbredde. Det er en sådan beskrivelse hollænderne lægger til grund for deres Natural Capital Index og beregning af tålegrænser for forskellige økosystemtyper. Denne beskrivelse bør forholde sig til de påvirkningsgradienter, som studeres, i dette tilfælde eutrofieringsgradienten. Antallet af arter er næppe nogen god indikator for tilstanden, men det er derimod sammensætningen af arter (Ejrnæs et al. 2002).

Det mest oplagte i dag vil nok være at udvikle sådanne beskrivelser med specifik reference til Habitatdirektivets typer, fordi det er disse typer, som forvaltningen i dag fokuserer på. Måden at gøre det på kaldes superviseret klassifikation (Ejrnæs et al. in press). Første fase består i at etablere et referencedatasæt, som repræsenterer den verden, man ønsker at beskrive med klassifikationen, (fx danske naturtyper, eller dansk klitvegetation) og at kondensere den n-dimensionelle variation der vil være i sådanne data ved hjælp af ordination. Ved hjælp af Habitatdirektivets definitioner af naturtyperne etableres dernæst et træningsdatasæt med klassificerede eksempler. Endelig anvendes en klassifikationsmodel (diskriminantanalyse, neuralt netværk eller multinomial regression) til at klassificere datasættet.

I EUDANA er der udviklet en sådan klassifikationsmodel til Habitatdirektivets tre græslandstyper (Ejrnæs et al. In press). Ud fra denne klassifikation har det været muligt at udvikle lister over karakteristiske danske plantearter for typerne – lister som kan fungere som input til MOVE (se afsnit 9.3).

8 EUDANA-modelværktøjet

8.1 Struktur, input, output

Der er i projektet opbygget et modelværktøj, der kobler den dynamiske jordbundskemi model VSD (Posch et al, 2003) med MOVE-modellen (Latour et al. 1994). Modelværktøjet er implementeret i C på baggrund af en DLL udgave af VSD distribueret af Koordinationscentret for effekter ved RIVM. Ligningssystemet for MOVE er implementeret i C på grundlag af en Excel-version af modellen stillet til rådighed af Arjen Hinsberg, RIVM.

Modellen er i første omgang udviklet som et værktøj til brug i forsknings-/ udredningsprojekter i DMU. Der er derfor i første omgang ikke udviklet en brugerflade til interaktiv brug af modellen. De væsentligste data og parametre indlæses fra tekstfiler, og opsætningen af modellen sker ved at redigere input-filerne fx i en tekst-editor. Modellen kan køres enten fra en kommandolinje eller fra et integreret C-udviklingsmiljø (IDE). Modellen genererer output til en tekstfil, der kan efterbehandles fx i Excel.

8.1.1 Input

Inputparametre og -data til modellen gives i fire filer: *sted.lis*, *plante.lis*, *dep.dat* og *plante.dat*. Opsætningsfilerne *dep.dat* og *plante.dat* indeholder hhv. standardkurver for deposition af luftforurening og konkurrencedata for alle planter, der indgår i MOVE. Filen *plante.dat* vil normalt ikke skulle redigeres for at foretage en simulering.

Filen *dep.dat* dannes ved at anvende en kopi af en depositionsfil for et ønsket scenario. Der er udarbejdet filer for forskellige grundlæggende scenarier. Alle scenarier indeholder historiske værdier indtil år 2003. For 2003 til 2050 er der foretaget fremskrivninger baseret på forskellige aktivitetsscenarier for de europæiske lande og forskellige forventninger om regulering af luftforureningen efter 2010. Alle scenarier er som udgangspunkt skaleret til at give et landsgennemsnit for Danmark. Tilpasning til lokale depositions niveauer kan ske ved at redigere depositionsfilen eller ved at angive en kalibreringsværdi i opsætningsfilen *sted.lis*. Alternative fremskrivninger, der fx tager højde for ændringer af lokale kilder må ske ved at redigere depositionsfilen.

Den væsentligste opsætning af modellen sker ved at redigere filerne *sted.lis* og *plante.lis*. Filen *sted.lis* indeholder data vedr. jordbund og klima for lokaliteten, data vedr. nettooptaget af næringsstoffer, der er en samleparameter for lokalitetens produktivitet og driften / plejen af lokaliteten, samt kalibreringsværdier for depositionen af luftforurening. Filen *plante.lis* indeholder plantelisten for det plantesamfund, der ønskes modelleret. Filernes opbygning er:

***sted.lis*:** Stedspecifikke data for jordbund og vegetation, en parameter pr. linje.

- *sted*: Stednavn
- *thick*: Tykkelsen af det modellerede jordlag
- *rho, thet.*: Jordens massefylde (kg dm^{-3}) og volumetriske vandindhold
- *CEC, BS*: Kationbytningskapacitet og basemætning.
- *ps*: Nedbørsoverskud (m)
- *Ca_we*: Forvitring af basekationer ($\text{eq m}^{-3} \text{år}^{-1}$)
- *N_gupt, Ca_gupt*: Nettooptagelse af kvælstof og basekationer ($\text{eq m}^{-2} \text{år}^{-1}$)
- *fden*: Denitrificering, fraktion.
- *Cpool, CNrat, CNMin, CNMax*: Kulstofpulje (g m^{-2}), C/N-ratio ved start af simulering og interval for C/N.
- *Fe0, Re0, Ne0*: F, R og N Ellenbergværdier for en referencesituation, fx baseret på historiske data fra '50'erne eller før.
- *SO₂k, NO_xk, NH_yk, BC*k*: Kalibreringsværdier for deposition af SO₂, NO_x, NH_y, og ikke-marine basekationer.
- *År*: År for kalibrering af depositioner.

plante.lis: Liste med planterne i plantesamfundet, der ønskes anvendt i simuleringen. Planterne angives med nr. (fra DANVEG), et nummer pr. linje i filen.

dep.dat: Deposition af SO₂, NO_x, NH_y, Ca, Mg, Na, K, Cl i $\text{keq ha}^{-1} \text{år}^{-1}$. Filen er formateret i kommaseparerede kolonner med årstal i første kolonne. Tal angives med decimalpunktum.

plante.dat: Plantekonkurrencedata for MOVE. Filen er formateret i kommaseparerede kolonner med plantenavn og plantenummer i de to første kolonner. Der anvendes foreløbigt plantenumre fra DANVEG. Data er i øvrigt taget direkte fra MOVE, dvs. filen indeholder både parametre, der er nødvendige for modelberegningerne og parametre, der beskriver det statistiske grundlag. De givne parametre er:

- *b₀-b₉*: Parametre i regressionsligningen for en planteart, jvf. fig. 3.1
- *POSIT*: Antal positive observationer i vegetation plot database
- *D2*: Afvigelse
- *PMAXEX*: Optimal forekomst sandsynlighed beregnet fra datasættet
- *HOSLEM*: 'goodness of fit'. I modellen er der mindre end 5% sandsynlighed for fejlagtigt at forkaste modellen, når $\text{HOSLEM} \leq 15.51$
- *OPTFe, OPTRe, OPTNe*: Optimal F-, R- og N-Ellenberg ved PMAX
- *PMAX*: Teoretisk optimal sandsynlighed for forekomst
- *AEUFK_90*: Mål for sjældenhed. Mindre værdier for sjældnere arter
- *KAPPA, NMI og SUMERROR*: Tærskelværdier brugt til at beregne grænseværdier for forekomst baseret på forskellige statistiske metoder. Hvis den beregnede sandsynlighed for forekomst er større end hhv. KAPPA, NMI eller SUMERROR, forventes arten at kunne forekomme. SUMERROR er den mest brugte grænse.

8.1.2 Output

Output fra en scenarioberegning er en fil med årlige beregnede værdier for jordbundskemi, Ellenberg-F, -R og -N, samt gennemsnitlig relativ sandsynlighed for forekomst af plantearterne i det beregnede plantesamfund, og antal arter, der forventes at kunne forekomme. Filen navngives med stednavnet fra 'sted.dat' + extension '.out'.

stednavn.out: Filen er formateret i kommaseparerede kolonner med årstal i første kolonne. De beregnede størrelser omfatter:

- *Nim, Nde, Ntot:* Beregnet immobilisering, denitrificering og tilgængeligt kvælstof ($\text{kg ha}^{-1} \text{år}^{-1}$)
- *C/N:* Beregnet C/N
- *BCAl:* Beregnet BC/Al ratio
- *pH:* Beregnet pH (H_2O)
- *Re, Ne:* R og N Ellenbergværdier beregnet fra pH og Ntot.
- *n0:* Antal plantearter i det definerede plantesamfund.
- *n1:* Antal plantearter med sandsynlighed for forekomst > SUMERROR for det simulerede år.
- *p0:* Summen af beregnede sandsynligheder for forekomst af planterne i plantesamfundet for referencesituationen. Hvis Fe0, Re0, Ne0 ikke er defineret, sættes Ellenbergværdierne til det gennemsnitlige optimum for planterne i plantesamfundet.
- *p1:* Summen af beregnede sandsynligheder for forekomst af planterne i plantesamfundet, baseret på Re og Ne beregnet for det simulerede år.
- $100 \cdot p1/n0$: Gennemsnitlig sandsynlighed for forekomst af planterne i det definerede plantesamfund for det simulerede år (%)
- $100 \cdot p1/p0$: Gennemsnitlig sandsynlighed for forekomst af planterne i det definerede plantesamfund for det simulerede år ift. referencesituationen (%).

8.2 Anvendelser

EUDANA-modelværktøjet kan i den foreliggende form primært anvendes til at foretage scenarioberegninger, hvor risikoen for at tabe ønskede arter for en given lokalitet beregnes for et givent depositionsscenario. Det kunne fx være et naturområde, der forventes at blive påvirket af en forøget deposition ifm. en udvidelse af husdyrproduktionen på en landbrugsejendom. Der vil her kunne tages udgangspunkt enten i de observerede, hjemmehørende arter på lokaliteten eller en liste med ønskede arter for naturtypen. De nødvendige modelparametre for jordbund og vegetation bestemmes på baggrund af målinger og observationer fra lokaliteten, evt. ved anvendelse af overførselsfunktioner, suppleret med defaultværdier i fornødent omfang. Det vil dog ikke give mening at gennemføre beregninger for konkrete lokaliteter med for mangelfuldt et datagrundlag. Der kan vælges et eller flere depositionsscenarioer som udgangspunkt. Som regel vil det være acceptabelt at foretage en skalering af depositions-niveauet til et niveau fundet ved anvendelse af metoden skitseret i 'Manual vedr. vurdering af de lokale miljøeffekter som følge af luftbåret kvælstof ved udvidelse og etablering af større husdyrbrug' (Bak, 2003).

Modellen kan med mindre modifikationer anvendes til batch-beregninger for et stort antal punkter/områder. På den måde vil der kunne foretages konsekvensberegninger på større skala af forskellige depositionsscenarioers påvirkning af den mulige biodiversitet. Det er muligt at opstille et landsdækkende datagrundlag for anvendelse af dynamiske jordbundskemiske modeller. Datagrundlaget vil dog være forholdsvis usikkert, fordi der kun i meget begrænset omfang er foretaget målinger af de nødvendige parametre, der derfor må beregnes ved anvendelse af overførselsfunktioner eller modelberegninger ud fra mere generelle jordbunds- og klimadata mv. Der mangler desuden i nogen udstrækning et datagrundlag for fastsættelse af en referencetilstand for de enkelte naturområders plantesamfund. Denne type scenarioberegninger må derfor baseres på et teoretisk muligt tab af karakteristiske/hjemmehørende arter for de enkelte naturtyper. Når der i det kommende terrestriske overvågningsprogram i NOVANA er etableret en basisregistrering af floraen, vil det endvidere være muligt at foretage scenarioberegninger baseret på sammenligninger med den aktuelle tilstand.

Endelig er der udviklet et optimeringsmodul, der muliggør anvendelse af modellen til beregning af tålegrænser for kvælstof. Input til modellen svarer ved denne anvendelse til det beskrevne i afsnit 6.1.1. Dog er det ikke nødvendigt at definere et kvælstofdepositionsscenario som input til modellen, hvis den anvendte kalibreringsværdi for C/N er mindre end 5-10 år gammel. Der kan enten anvendes et kriterium baseret på den gennemsnitlige sandsynlighed for forekomst af planterne i det definerede plantesamfund for det simulerede år ift. referencesituationen eller på et acceptabelt tab af karakteristiske/hjemmehørende plantearter. I den foreliggende udgave af modellen antages svovl- og basekationdepositionerne at følge det givne input-scenario og være uafhængige af kvælstofdepositionen. Den beregnede tålegrænse for kvælstof er således en betinget tålegrænse, der vil afhænge af det givne svovldepositionsscenario.

9 Scenarieberegning

Som illustration af de mulige anvendelser af modellen er der foretaget scenarieberegninger for en række hypotetiske lokaliteter. Beregningerne er gennemført for tre græslands-naturtyper (6120, 6210 og 6230) og for klithede (2140). Der er for græslandstyperne anvendt et depositionsniveau ca. svarende til landsgennemsnittet, medens der er anvendt et lavere niveau for klitheden. Data for jordbundskemi mv. er valgt så de nogenlunde afspejler de forventede forskelle mellem naturtyperne, bl.a. med udgangspunkt i det landsdækkende datasæt udarbejdet til brug for tålegrænseberegninger med dynamiske jordbundskemiske modeller. Tilsvarende er de modellerede plantesamfund sammensat, så de repræsenterer naturtypen mere end en konkret lokalitet. For græslands-typerne er plantesamfundene opstillet på baggrund af en statistisk analyse af data fra et større antal lokaliteter, for klitheden er plantesamfundet opstillet på baggrund af data fra to større klithede-lokaliteter (Lodbjerg og Stenbjerg), hvor der er foretaget en flora-registrering ifm. et aktuelt EU- LIFE-projekt.

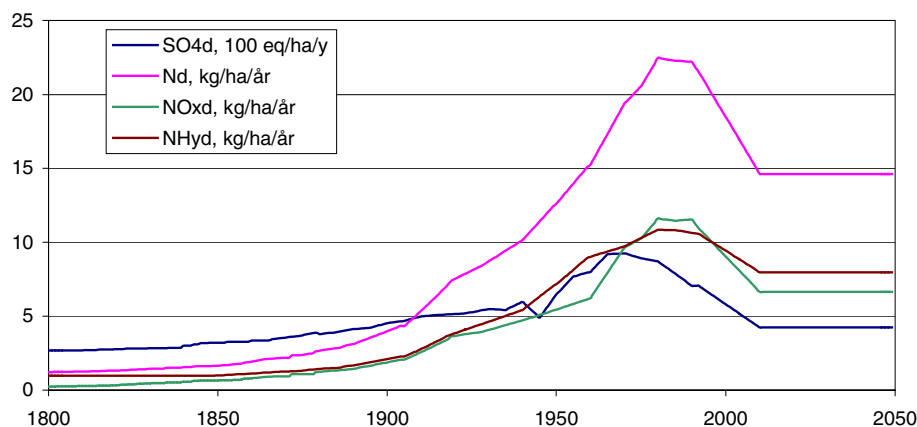
9.1 Depositionsscenario

Det er velkendt, at den atmosfæriske deposition af specielt svovl og kvælstof er steget kraftigt de seneste 200 år som følge af stigende emissioner i industri, trafik og landbrug. Som følge af en stigende international bekymring over effekterne på sundhed, materiale, natur og miljø samt historiske mindesmærker er emissioner og depositioner blevet kraftigt reducerede de seneste 20-25 år, men niveauerne ligger stadig, specielt for kvælstof, langt over niveauerne i starten af 1800-tallet. Der findes ikke danske målinger, der dækker dette tidsinterval, og det er dermed kun muligt at opstille tidsserier for depositionerne ved anvendelse af modeller og rekonstruktion af historiske emissioner.

EMEP har foretaget en sådan historisk rekonstruktion for forskellige europæiske regioner (www.emep.int). De beregnede depositionscurver er blevet tilpassede til brug for dynamiske modelberegninger i et EU-LIFE projekt vedr. nationale anvendelser af integrerede luftforureningsmodeller (Johannesen *et al.*, 2001). Der er i alt udviklet 6 forskellige scenarier med forskellige antagelser om reguleringen frem til – og efter 2010.

Fordelingen af depositioner i Danmark afhænger dels af den geografiske fordeling af emissioner i Danmark og Europa, dels af klimatiske forhold. Det vil imidlertid primært være NH_y -depositionen, der kan forventes at afhænge væsentligt af lokale kilder, og hvor udviklingen i de lokale udslip dermed vil have en væsentlig betydning for den samlede deposition. Det forventes at være acceptabelt at anvende de opstillede scenarier til at beskrive den tidsmæssige udvikling i depositionen, hvis depositionsniveauet skaleres til niveauet for den modellerede lokalitet. Niveauet kan findes med metoden beskrevet i VVM-manualen (Bak, 2003). For NH_y kan det være nødvendigt at tage højde for lokale kilder.

Figur 9.1. Depositionsscenario. Samlet kvælstofnedfald på 20 kg N ha⁻¹ år⁻¹ i 1996, fuld efterlevelse af Göteborgprotokollen på europæisk plan i 2010, ingen ændring derefter (Johannesen et al, 2001).



9.2 Parameterisering, jordbund, vegetation

Der er foretaget en parameterisering af VSD-modellen baseret på det landsdækkende datasæt. Dvs. parameterværdierne repræsenterer ikke noget bestemt punkt, men noget der burde ligge inden for hvad der kunne betragtes som et normalområde for naturtyperne. Tabel 9.1 beskriver de anvendte parametre.

Tabel 9.1. Anvendte parametre for VSD.

	j tyk m	rho g cm ⁻³	theta m ³ m ⁻³	CEC meq kg ⁻¹	BC _{we} eq ha ⁻¹ år ⁻¹	C _{pool} g m ⁻²	C:N ₀ g g ⁻¹	C:N _{min}	C:N _{max} g g ⁻¹	N _{up} eq ha ⁻¹ år ⁻¹	BC _{up} eq ha ⁻¹ år ⁻¹	ps m
6120 ¹	0,5	1,3	0,3	100	0,15	2000	30		40	0,03	0,05	0,3
6210 ²	0,5	1,3	0,3	150	0,20	2000	38	15	40	0,03	0,05	0,3
6230 ³	0,5	1,3	0,3	50	0,04	2000	30	15	40	0,03	0,05	0,3

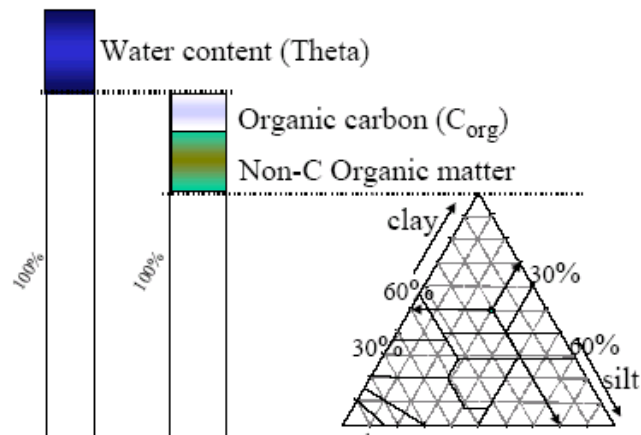
¹ meget tørre overdrev på kalk

² overdrev og krat på kalk

³ artsrige overdrev på sur bund

Som det er tilfældet ved de fleste modelanvendelser, udgør selve modelkørslen langt den mindste del af arbejdet ved anvendelse af EUDANA-modelsystemet, medens bestemmelse af input-data og fortolkning af model-resultaterne udgør den største del af arbejdet. En række af de nødvendige input-parametre vil typisk ikke være målt på de lokaliteter, hvor modellen ønskes anvendt. Det gælder naturligvis specielt ved regionale eller national-skala anvendelser. Data, der ikke er målt på lokaliteten kan i nogen udstrækning genereres ved interpolation fra andre målepunkter eller beregnes v.h.j.a. overførselsfunktioner fra målte data, eller beregnes ved anvendelse af andre modeller. De nødvendige data for jordbundskemiske modeller falder i to grupper, in- og output-fluxe og jordbundsparametre. Der kan dog være et vist overlap mellem de to typer. I den anvendte model er forvitringen af basekationer en inputflux, medens forvitringen i fx PROFILE og SAFE modellerne beregnes ud fra jordbundsparametre. De her anvendte forvittringsrater bygger på beregninger med PROFILE.

Figur 9.2. De væsentligste jordbundsparametre (fra Posch et al. (2003)).



Jordbunden er i modellen beskrevet som et enkelt jordlag med en dybde svarende til rodzonen. Figur 9.2 illustrerer jordbundens sammensætning og de tilknyttede parametre. Ud over de viste størrelser, er det nødvendigt at kende jordbundens CEC og basemætningen for mindst et år for at kunne modellere forsyningsprocesserne.

Som et eksempel på anvendelsen af overførselsfunktioner, kan en tilnærmet værdi for CEC fx beregnes ud fra jordens (målte) pH og indholdet af ler og organisk kulstof (Posch et al, 2003):

$$CEC(pH) = (0,44 \cdot pH + 3,0) \cdot \text{ler}\% + (5,1 \cdot pH - 5,9) \cdot C_{\text{org}}\%$$

$$\ln\left(\frac{E_{BC}}{1 - E_{BC}}\right) = a_0 + a_1(\text{soil group}) + a_2(\text{tree species}) + a_3 \cdot \text{altitude} + a_4 \cdot \ln(\text{age}) \\ + a_5 \cdot \text{temperature} + a_6 \cdot (\text{temperature})^2 + a_7 \cdot \ln(\text{precipitation}) \\ + \sum_{k=8}^{11} a_k \cdot \ln(\text{deposition}_k) + \sum_{k=12}^{15} a_k \cdot \ln(\text{deposition fraction}_k)$$

Tilsvarende er der på basis af data fra den europæiske skovovervågning (5300 level 1 punkter) opstillet en relation mellem den aktuelle basemætning og en række parametre vedr. jordbund, klima og atmosfærisk deposition (Posch et al, 2003):

E_{BC} er basemætningen, a_{1-12} regressionskoefficienter, $\ln(x) = \ln(x/(1-x))$. En tilsvarende relation kan opstilles for C/N.

Det skal imidlertid understreges, at anvendelsen af overføringsfunktioner til bestemmelse af modellens input-parametre primært kan retfærdiggøres ved regionale og nationale anvendelser, hvor der opskaleres fra et antal beregningspunkter, hvor de nødvendige data er til rådighed, og hvor der kan foretages en kalibrering af parametrene og test af de anvendte overføringsfunktioner.

9.3 Biodiversitets-reference for Habitatdirektivets græslandstyper

I projektet er der med udgangspunkt i tørt græsland (overdrev) udviklet en metode til automatiseret klassifikation af plantelister. Meto-

den følger principperne beskrevet i afsnit 7.3.1, og publiceres i Ejrnæs m.fl. (In press). Klassifikationen bygger på data som tidligere er blevet inddelt i fire hovedtyper af græslandsvegetation efter deres arts-sammensætningen i vegetationen (Bruun & Ejrnæs). Opstillingen af træningsdata for klassifikationen byggede på informationer fra fortolkningsmanualen til Habitatdirektivets naturtyper (Anon. 1998) om karakteristiske arter og andre kendetegn såsom vegetationens åbenhed, artsrigdommen eller jordbundens beskaffenhed.

På denne baggrund opstilledes kriterier for et træningsdatasæt som omfattede fem græslandstyper – tre typer som er beskyttet af Habitatdirektivet som græsland, og to typer som ikke falder ind under græslandstypernes afgrænsning (tabel 9.2).

Det viste sig heldigvis at træningsdatasættets klasser var veladskilte i ordinationsdiagrammet (figur 9.3) – der er altså forskel på de forskellige klassers vegetation. Faktisk så meget forskel at det gav mening at lave en "classifier" som på baggrund af ordinations scorer kan tildele en artsliste en klasse.

Tabel 9.2. Karakteristiske arter for fem græslandstyper i Danmark. Rødlistede arter (Stoltze & Pihl 1997) er markeret med en stjerne.

Type 6120: Meget tørre overdrev på kalk (HD-dry)	Type 6210: Overdrev og krat på kalk (HD-calc)	Type 6230: Artsrige overdrev på sur bund (HD-acid)	Sand Græsland (non-HD-sand)	Fattigt surgræsland (non-HD-fattig)
<i>Allium schoenoprasum</i> *	<i>Anthyllis vulneraria</i>	<i>Antennaria dioeca</i>	<i>Corynephorus canescens</i>	<i>Deschampsia flexuosa</i>
<i>Cardaminopsis arenosa</i> *	<i>Arabis hirsuta</i>	<i>Arnica montana</i>	<i>Carex arenaria</i>	<i>Galium saxatile</i>
<i>Carex ligerica</i> *	<i>Brachypodium pinnatum</i> *	<i>Carex ericetorum</i> *	<i>Jasione montana</i>	<i>Agrostis vinealis</i>
<i>Dianthus deltoides</i>	<i>Bromus inermis</i>	<i>Carex pallescens</i>	<i>Hieracium umbellatum</i>	<i>Genista anglica</i>
<i>Helichrysum arenarium</i>	<i>Campanula glomerata</i>	<i>Carex panicea</i>	<i>Thymus serpyllum</i>	
<i>Herniaria glabra</i>	<i>Carex caryophyllea</i>	<i>Festuca ovina</i>		
<i>Koeleria glauca</i>	<i>Carlina vulgaris</i>	<i>Galium saxatile</i>		
<i>Petrorrhagia prolifera</i> *	<i>Centaurea scabiosa</i>	<i>Gentiana pneumonanthe</i>		
	<i>Koeleria pyramidata</i>	<i>Hypericum maculatum</i>		
	<i>Leontodon hispidus</i>	<i>Hypochoeris maculata</i>		
	<i>Medicago sativa</i> ssp. <i>falcata</i>	<i>Lathyrus montanus</i>		
	<i>Ophrys insectifera</i> *	<i>Leuchorchis albida</i> *		
	<i>Orchis mascula</i>	<i>Nardus stricta</i>		
	<i>Orchis morio</i> *	<i>Pedicularis sylvatica</i>		
	<i>Orchis purpurea</i> *	<i>Platanthera bifolia</i>		
	<i>Orchis ustulata</i> *	<i>Polygala vulgaris</i>		
	<i>Primula veris</i>	<i>Potentilla erecta</i>		
	<i>Sanguisorba minor</i>	<i>Veronica officinalis</i>		
	<i>Scabiosa columbaria</i>	<i>Viola canina</i>		
	<i>Bromus erectus</i>			
	<i>Silene otites</i>			

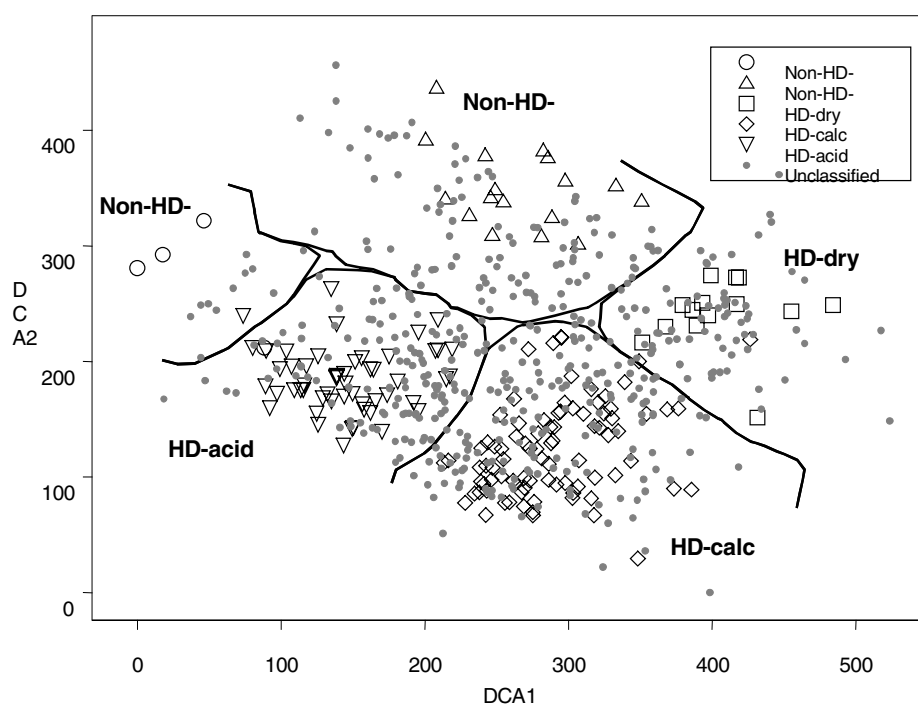
Den udviklede klassifikationsmodel vil blandt andet være anvendelig til at afgøre om en artsliste stammer fra en af de tre græslandstyper og i givet fald hvilken af typerne. Dette kan blive nyttigt i forbindelse med overvågningen, men også i forbindelse med vurderingen af bevaringstilstanden i forbindelse med konsekvensanalyser eller udvikling af bevaringsmålsætninger. Helt konkret har vi i EUDANA brugt modellen til at udvikle en liste over karakteristiske arter for de tre Habitatdirektiv-græslandstyper baseret på danske data (Tabel 9.4). Ikke uventet afviger denne liste noget fra den liste som er givet i fortolkningsmanualen.

Det er på baggrund af listerne over karakteristiske arter, at scenarieberegningerne med MOVE er lavet, ved at lægge listen ind i modellens *plante.lis*. Ud fra danske data er der beregnet en frekvens af hver art i dens foretrukne naturtype, og disse frekvenser danner siden udgangspunkt for anvendelsen af de hollandske artsvisse regressionsmodeller. Det er ikke i den forbindelse undersøgt om arternes økologiske præference som den er defineret i de hollandske modeller, også er overensstemmende med arternes foretrukne danske græslandstype, men dette er sandsynligt.

Tabel 9.3. Kriterier for *a priori* inddeling af græslandsplots i fem klasser, de tre første på Habitatdirektivets bilag I. Kriteriet om karakteristiske arter refererer til fortolkningsmanualen, og Ellenberg-vand refererer til det vægtede gennemsnit af Ellenberg-vandindikator tallene for arterne i et plot.

Type	Karakteristiske arter	pH	Antal arter (per plot)	Jordtype	Ellenberg-vand
HD-dry (6120)	≥ 1	> 7	-	Sand	-
HD-calc (6210)	≥ 3	> 7	-	-	-
HD-acid (6230)	≥ 3	< 6	> 20	-	≥ 4
Non-HD-fattig	≥ 1	< 5	< 10	-	≥ 4
Non-HD-sand	≥ 2	5 < pH < 6	-	Sand	≤ 3.5

Figur 9.3. En projektion af træningsdata i ordinationsdiagrammet (signatur) sammen med klasse-grænserne som de blev defineret v.h.j.a. kvadratisk diskriminantanalyse.



Tabel 9.4. Signifikante ($p = 0.01$) indikatorarter for de tre danske habitat-græslandstyper rangordnet efter faldende indikatorværdi. Gængsere fra fortolkningsmanualen er vist med fed skrift. Arter som er vidt udbredte i landbrugslandet og derfor mindre egnede som indikatorer er angivet med et lille c.

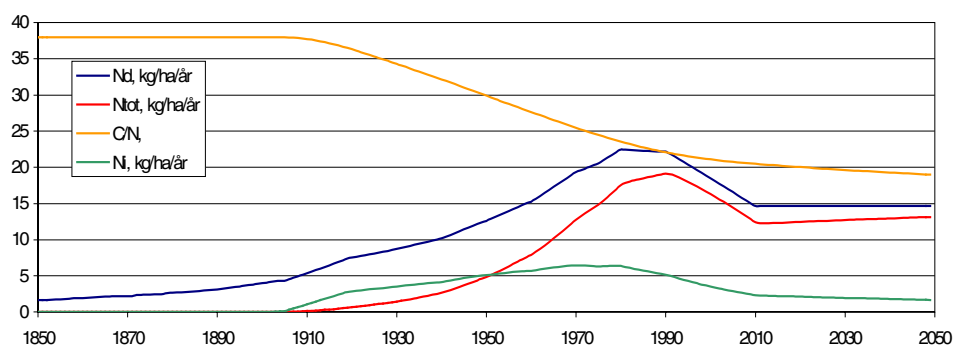
Type 6120 (HD-dry)	IV	Type 6210 (HD-calc)	IV	Type 6230 (HD-acid)	IV
<i>Artemisia campestris</i>	13	<i>Dactylis glomerata</i> ^c	15	<i>Achillea millefolium</i> ^c	13
<i>Sedum acre</i>	11	<i>Centaurea jacea</i>	10	<i>Agrostis capillaris</i> ^c	13
<i>Arenaria serpyllifolia</i> ^c	9	<i>Avenula pratensis</i>	10	<i>Campanula rotundifolia</i>	12
<i>Bromus hordeaceus</i> ^c	9	<i>Medicago lupulina</i> ^c	9	<i>Festuca ovina</i>^c	12
<i>Cerastium semidecandrum</i>	8	<i>Ranunculus bulbosus</i>	8	<i>Plantago lanceolata</i> ^c	11
<i>Convolvulus arvensis</i> ^c	7	<i>Briza media</i>	7	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	10
<i>Phleum phleoides</i>	7	<i>Phleum bertolonii</i>	7	<i>Rumex acetosa</i> ^c	10
<i>Poa compressa</i>	6	<i>Centaurea scabiosa</i>	7	<i>Pimpinella saxifraga</i>	9
<i>Acinos arvensis</i>	5	<i>Primula veris</i>	7	<i>Danthonia decumbens</i>	7
<i>Myosotis ramosissima</i>	5	<i>Carex caryophylla</i>	6	<i>Trifolium medium</i>	6
<i>Potentilla argentea</i>	5	<i>Carex flacca</i>	6	<i>Cerastium fontanum</i> ^c	6
<i>Trifolium campestre</i>	5	<i>Filipendula vulgaris</i>	6	<i>Knautia arvensis</i>	6
<i>Festuca trachyphylla</i>	4	<i>Taraxacum sp.</i> ^c	6	<i>Hypochoeris radicata</i> ^c	6
<i>Helichrysum arenarium</i>	4	<i>Daucus carota</i>	5	<i>Viola canina</i>	6
<i>Medicago minima</i>	4	<i>Linum catharticum</i>	5	<i>Veronica chamaedrys</i>	5
<i>Allium vineale</i>	3	<i>Cirsium acaule</i>	5	<i>Veronica officinalis</i>	5
<i>Petrorrhagia prolifera</i>	3	<i>Viola hirta</i>	5	<i>Polygala vulgaris</i>	4
<i>Trifolium striatum</i>	3	<i>Leucanthemum vulgare</i>	4	<i>Ranunculus acris</i>	4
<i>Veronica arvensis</i> ^c	3	<i>Plantago media</i>	4	<i>Leontodon autumnalis</i> ^c	4
<i>Vicia hirsuta</i> ^c	3	<i>Senecio jacobaea</i> ^c	4	<i>Holcus lanatus</i> ^c	4
<i>Alyssum allysoides</i>	2	<i>Avenula pubescens</i>	3	<i>Stellaria graminea</i> ^c	4
<i>Echium vulgare</i> ^c	2	<i>Koeleria pyramidata</i>	3	<i>Equisetum arvense</i> ^c	3
<i>Geranium molle</i> ^c	2	<i>Agrimonia eupatoria</i>	3	<i>Lathyrus montanus</i>	3
<i>Scabiosa columbaria</i>	2	<i>Arabis hirsuta</i>	3	<i>Cynosurus cristatus</i>	3
<i>Bromus sterilis</i> ^c	1	<i>Carlina vulgaris</i>	3	<i>Antennaria dioeca</i>	2
<i>Papaver argemone</i>	1	<i>Campanula persicifolia</i>	3		
<i>Valerianella locusta</i>	1	<i>Festuca pratensis</i> ^c	3		
		<i>Origanum vulgare</i>	3		
		<i>Potentilla reptans</i> ^c	3		
		<i>Campanula glomerata</i>	2		
		<i>Fragaria vesca</i>	2		
		<i>Lathyrus pratensis</i>	2		
		<i>Leontodon hispidus</i>	2		
		<i>Sanguisorba minor</i>	2		

9.4 Scenarioberegninger for græsland

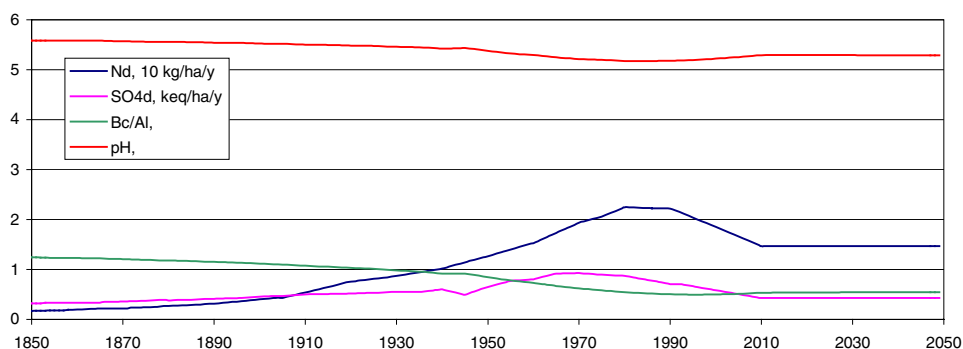
9.4.1 Jordbundseffekter

Med anvendelse af det opstillede depositionsscenario (figur 9.1) er der foretaget en beregning af udviklingen i jordbundskemi, Ellenberg-R og Ellenberg-N samt den gennemsnitlig sandsynlighed for forekomst af naturtypernes karakteristiske arter for de tre naturtyper.

Figur 9.4. Beregnet udvikling i kvælstoftilgængelighed, N_{tot} , C/N og kvælstof immobilisering, N_i for naturtypen 6230 baseret på depositionsscenarioet i figur 9.1.



Figur 9.5. Beregnet udvikling i pH og BC/Al forhold i jorden for naturtypen 6230.

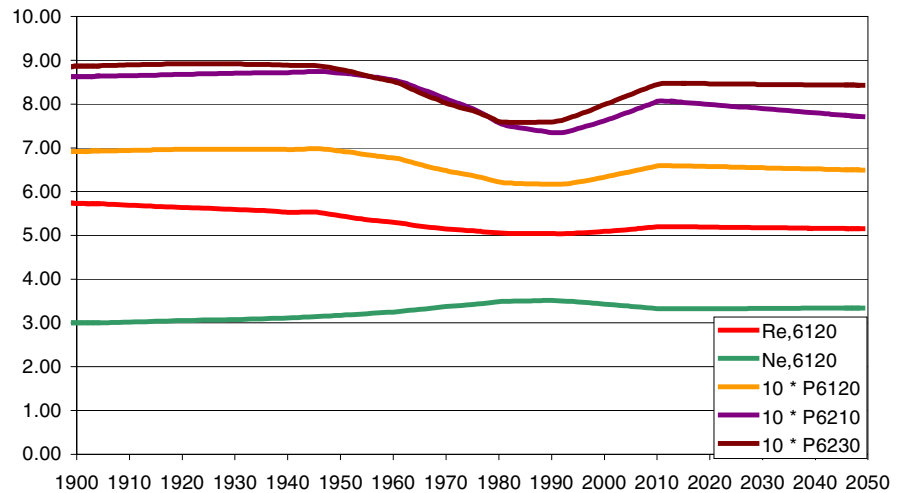


Udviklingen i jordbundskemien er illustreret i figur 9.4 og 9.5. På figur 9.4 ses et kraftigt fald i C/N fra omkring århundredeskiftet og frem. Det er interessant, at for de beregnede scenarier stiger kvælstoftilgængeligheden i jorden efter 2010, selvom nedfaldet er stabiliseret på et noget lavere niveau end det maksimale nedfald i '80'erne og '90'erne. Dette skyldes de store mængder kvælstof, der allerede er akkumuleret i jorden og den deraf følgende stadigt faldende evne til at immobilisere yderligere kvælstof.

Som reaktion på den kraftige, forsurende effekt af kvælstof- og svovlnedfaldet fra århundredeskiftet og frem ses en kraftig reduktion i specielt Bc/Al forholdet (Figur 9.5). Bc/Al forholdet er den hyppigst anvendte indikator på jordbundsforsuring. Oftest anvendes en kriterieværdi på 1. For det illustrerede scenario falder Bc/Al forholdet fra omkring 1,2 til ca. 0,5, og selv efter reduktionerne i depositioner frem til 2010 sker der kun en stigning på få promille frem til 2050.

9.4.2 Biodiversitetseffekter

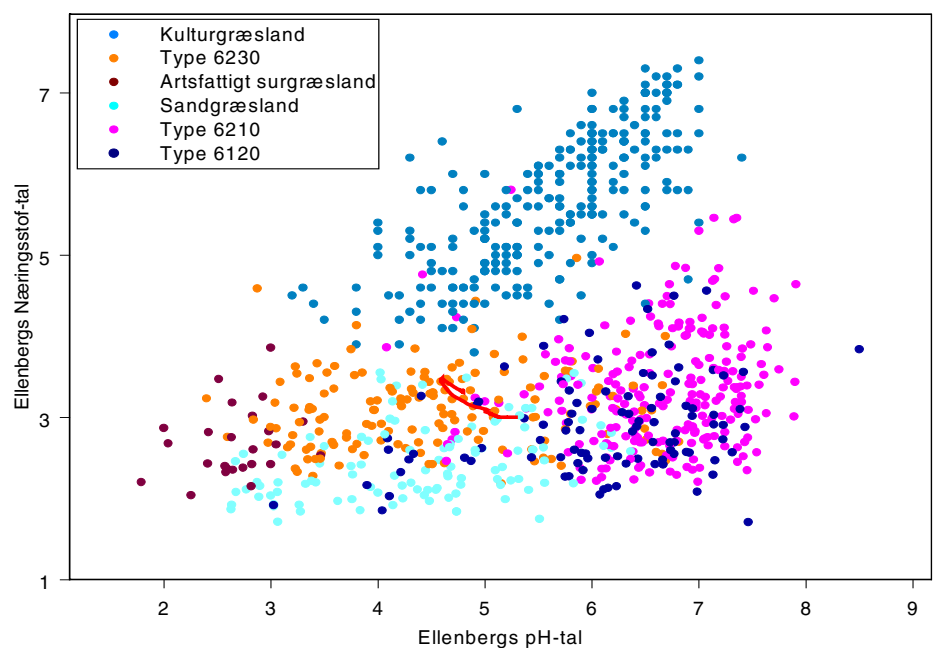
Den beregnede påvirkning af de karakteristiske plantearter for tre græslandstyper er illustreret på Figur 9.6. Her angives hvordan sandsynligheden for at finde de karakteristiske arter ændres over tid. Her ses som ventet et fald i den gennemsnitlige sandsynlighed for forekomst af de karakteristiske arter som følge af påvirkningen af kvælstoftilgængelighed og surhedsgrad, specielt fra 1960'erne til årtusindskiftet. Reguleringen af luftforureningen efterfølgende har i beregningerne nogen effekt, men specielt for habitattype 6210 viser beregningerne en stadig forringelse efter 2010.



Figur 9.6. Beregnet udvikling i Ellenberg-R (Re) og Ellenberg-N (Ne) for naturtypen 6120, samt gennemsnitlig relativ sandsynlighed ift. artenes optimum for forekomst af de karakteristiske arter for naturtyperne 6120, 6210 og 6230, for de beregnede scenarier.

9.4.3 Sammenligning med referencedata i DANVEG

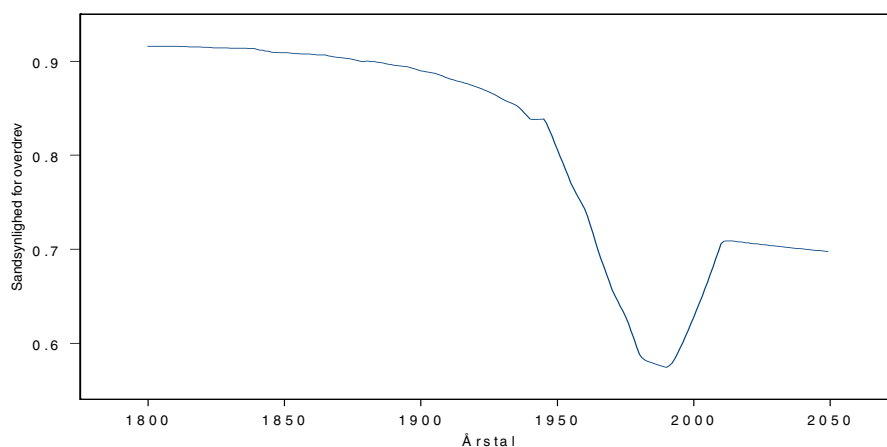
Effekten af den modelberegne udvikling over scenario-perioden i Ellenbergs kvælstoftal og pH-tal kan illustreres i relation til variationen i disse to variable for dansk græsland og gødskede græsmarker (Figur 9.7). I figuren er referencedata plottet efter plantesamfundenes gennemsnitlige Ellenbergværdier, og scenarioværdierne for disse Ellenbergværdier plottet ind på figuren med røde prikker som flyder sammen til et linieforløb.



Figur 9.7. På figuren ses variationen i Ellenberg-gennemsnit for pH-tallet og N-tallet for danske græslandslokaliteter. Det gennemregnede scenario for en hypotetisk lokalitet af habitattype 6210 er vist med røde punkter (der tilsammen beskriver en rød streg centralt i diagrammet), som over perioden bevæger sig fra højre og opad mod venstre, for derefter at knække og bevæge sig tilbage mod udgangspunktet igen.

Som det ses af Figur 9.7 er ændringerne i pH og N i depositionsscenarioet relativt små sammenlignet med den samlede variation i disse to faktorer for danske græslandslokaliteter og græsmarker. Ikke desto mindre er der tale om en forandring som kan føre til forskydninger i artssammensætning og tab af biodiversitet på den enkelte lokalitet, og dermed også på en større skala. Ud fra en rent statistisk betragtning bevæger lokaliteten sig i den første del af scenarieperioden generelt nærmere kulturgræsmarkerne (væk fra naturtypen tørt græsland, inklusive Habitatdirektivets typer). Dette kan illustreres som på Figur 9.8 der viser sandsynligheden for at lokaliteten vurderet ud fra værdierne i Ellenberg-pH og Ellenberg-N stadig er at regne som naturtypen græsland.

Selvom naturtypen vedbliver at være naturtypen græsland, vil forskydninger i N og pH godt kunne føre til et tab af biodiversitet alligevel, idet der kan forsvinde arter som vil være dårligere tilpasset efter at ændringerne er indtruffet. Beregninger viser at en ændring på 1 Ellenberg-N enhed (y-aksen på Figur 9.7) eller 1 Ellenberg-pH enhed (x-aksen) vil føre til en vegetationsændring på omtrent 1 akseenhed (SD-units) i en DCA-ordination af danske græslandsdata. Akseenhederne er (når ordinationen er skaleret i SD-units med non-linear re-scaling) et udtryk for udskiftningen i artssammensætning langs den underliggende miljøgradient. En gennemsnitlig art dukker op og forsvinder igen over 4 SD-units. Ændringer i størrelsesordenen 0,5-1 SD-units må betragtes som store, mens ændringer over 1 SD-unit må betragtes som uacceptabelt store med et betydeligt tab af biodiversitet til følge. I det beregnede eksempel ser vi en ændring på Ellenberg-pH-aksen (x-aksen) på omkring 0,7 enhed og en ændring på Ellenberg-N på omkring 0,5 enhed, så det kan 'oversættes' til store ændringer i plantesamfundet med forventeligt tab af biodiversitet til følge.



Figur 9.8. Sandsynligheden for at naturtypen vil vedblive med være overdrift/græsland eller den vil forandres til kulturgræsland med det anvendte depositionsscenario.

10 Perspektivering

Som beskrevet indledningsvist er der et væsentligt behov for modeller, der kan omsætte viden om ændringer i miljøet til en forudsigelse af ændringer i biodiversiteten. Dette gælder naturligvis særligt i forhold til miljøændringer, som vides at true den biologiske mangfoldighed, og hvor beslutningstager efterspørger et beslutningsgrundlag (fx Tybirk m.fl. 2003).

Når det gælder forudsigelse af effekterne af N-deposition på biodiversiteten står vi over for to væsentlige udfordringer, som EUDANA har taget op. Den første er, efter hvilken målestok man skal måle forandringer i biodiversiteten. Den anden er, hvordan man skal "oversætte" en miljøændring til denne biotiske målestok. Som det er fremgået af ovenstående, er der ingen lette løsninger på disse udfordringer. Er de to hovedproblemer løst vil det derimod være relativt simpelt ud fra fastsatte kriterier for den biologiske tilstand (fastsat med reference til målestokken) at beregne sig frem til tålegrænser for N-deposition.

10.1 Integrerede modeller

Arbejdet med internationale aftaler til begrænsning af luftforurening har siden Oslo protokollen i 1994 (http://www.unece.org/env/lrtap/fsulf_h1.htm) været baseret på anvendelse af integrerede modeller, specielt RAINS-modellen (<http://www.iiasa.ac.at/rains/index.html>). Der er foretaget en del arbejde i forskellige europæiske lande m.h.p. at udvikle integrerede modeller for luftforurening på national skala (fx Johansson et al, 2001). Udviklingen er nok kommet længst på dette felt i Holland med 'Natuurplanner'-systemet (<http://arch.rivm.nl/milieu/natuurplanner/main.html>), der har været anvendt både på national og regional skala i Holland. Natuurplanner modelsystemet indeholder som et centralt element SMART-MOVE-systemet, der er beskrevet i denne rapport.

Ideen med anvendelse af integrerede modeller er dels at kunne foretage scenarioanalyser, hvor effekter for natur og miljø af en given samfundsmæssig udvikling og en given regulering kan fremskrives i forhold til den aktuelle tilstand. I forbindelse med udviklingen af internationale aftaler om begrænsning af luftforureningen er denne funktion af modellerne blevet brugt i forhandlingerne til at sammenligne forskellige, ikke optimerede, reduktionsscenerier. En vigtigere brug af modellerne har imidlertid været at beregne et sæt af optimerede omkostningsoptimerede reduktionsscenerier, der har dannet udgangspunkt for protokolforhandlingerne. Udgangspunktet for scenarierne har været at opnå den samme relative forbedring i naturbeskyttelsen overalt i Europa, medens emissionsreduktionerne foretages, hvor marginalomkostningerne ved emissionskontrol er lavest. Naturbeskyttelsen måles som andelen af arealer, hvor tålegrænserne ikke overskrides. Den seneste udvikling af modellerne omfatter an-

vendelse af dynamiske modeller til at fastsætte belastningsmålsætninger ('target loads') baseret på en ønsket tilstand i et målår.

Natuurplanner-systemet, der anvendes i Holland, indeholder to væsentlige forbedringer ift. RAINS-modellen, der har været anvendt på europæisk plan. Dels er modellen tildels baseret på dynamiske delmodeller, så det er muligt at definere en tidshorizont for en given målsætning. Dels er det muligt at basere effektvurderingerne på et større spektrum af kriterier og dermed måske sikre en større politisk relevans. Det er bl.a. muligt at behandle effekter på biodiversitet og på udvalgte elementer af faunaen.

Der er p.t. ikke planer om at udvikle en specifik dansk integreret model, der rækker fra fremskrivninger af økonomiske aktiviteter over emissioner, kontrolstrategier, spredning og afsætning af luftforurening, til effekter på natur og miljø. EUDANA-modelsystemet vil imidlertid kunne bruges i integrerede vurderinger både på lokal og national skala ved at kobles til andre eksisterende modelværktøjer / beregningsmetoder. Der arbejdes på at integrere brugen af dynamiske modeller i RAINS. Denne udvikling er primært baseret på anvendelse af VSD-modellen, der også er valgt som værktøj for dynamiske modelberegninger ifm. den danske kortlægning af tålegrænser. Det forventes i løbet af 2004 at blive muligt at foretage denne kobling mellem RAINS og VSD, og EUDANA-modelværktøjet vil dermed kunne anvendes til scenarioberegninger med integrerede modeller for Danmark.

10.2 Tålegrænser og belastningsmålsætninger

Selvom brugen af dynamiske modeller forventes at blive mere udbredt i fremtiden, forventes anvendelsen af tålegrænser og belastningsmålsætninger ('target loads') stadig at ville være vigtige redskaber ved regulering af luftforureningen både på lokal, regional, national og europæisk skala.

Tålegrænsen er det niveau for deposition af kvælstof (eller forsurende stoffer), hvorunder væsentlige negative effekter på et betragtet naturområde ikke forventes at ville forekomme, vurderet med den nuværende viden. Tålegrænserne modelberegnes oftest ved anvendelse af en statisk, jordbundskemisk massebalancemodel som det depositionsniveau, hvor en kritisk, kemisk værdi ikke overskrides, når jordbundskemien er i ligevægt med depositionen. Der kan være væsentlige tidsforsinkelser mellem ændringer i den atmosfæriske deposition og ændringer i jordbundskemien. Tålegrænserne har for store områder været kraftigt overskredet i årtier. Overskridelserne har på en del områder været så kraftige, at jordbundskemien ikke vil nå tilbage til det kritiske kemiske niveau inden for en overskuelig årrække (århundreder), selvom depositionen reduceres til tålegrænsen. Man er derfor i den internationale regulering af luftforureningen begyndt at operere med belastningsmålsætninger ('target loads'), der defineres som det depositionsniveau, der tillader jordbundskemien at nå tilbage til det kritiske niveau inden for et defineret tidsrum. Belastningsmålsætningerne vil således altid ligge under tålegrænserne.

En af svaghederne ved anvendelse af de hidtil modelberegnede tålegrænser har været, at de anvendte kemiske kriterier ikke har kunnet relateres direkte til relevante, biologiske målsætninger. EUDANA-modelværktøjet vil kunne anvendes til beregning af tålegrænser eller belastningsmålsætninger, hvor et (acceptabelt) niveau af påvirkning af plantesamfundet på en lokalitet anvendes som kriterium i beregningerne. Kriteriet kan udtrykkes som et acceptabelt tab af hjemmehørende arter udtrykt i % af det samlede antal hjemmehørende arter, eller en acceptabel reduktion i den gennemsnitlige sandsynlighed for forekomst af de hjemmehørende arter.

10.3 Indikatorer for biodiversitet

Antallet af arter i et prøvefelt eller på en lokalitet er uacceptabel som målestok al den stund artsantallet godt kan gå frem ved indvandring af en række almindelige arter samtidig med at der forsvinder nogle få, men meget sjældne og specialiserede arter. Dette vil typisk ske, når en meget næringsfattig naturtype eutrofieres.

Alternativet består i at måle den biologiske ændring i forhold til en fast reference. Denne reference består af en beskrivelse af den relevante naturtype i dens "uforstyrrede" tilstand. I Holland er sådanne referencer beskrevet i form af forekomsten af en række karakteristiske arter (van Hinsberg et al. 2003), mens vi i DMU hidtil har udviklet modeller for naturkvalitet på plantesamfundsniveau (Ejrnæs et al. 2002). Ingen af de to systemer er dog tilpasset Habitatdirektivets fordringer om at vurderingerne foretages med udgangspunkt i de beskrevne habitatnaturtyper. Dog har vi i dette projekt vist, hvordan det er muligt at udnytte superviseret klassifikation af nationale data til udvikling af referencebeskrivelser, som er dækkende for Habitatdirektivets naturtyper (Ejrnæs et al. in press). Vi har ligeledes vist hvordan de udviklede lister over karakteristiske arter kan kombineres med regressionsmodellerne i MOVE.

Ligesom det er muligt som ovenfor at tage udgangspunkt i generaliserede lister over forventede arter for en given naturtype, kan MOVE også anvendes direkte på de arter, som forekommer på en konkret lokalitet og beregne udviklingen i deres sandsynligheder for at forsvindesom følge af N-deposition. I dette tilfælde kan en referencebeskrivelse, eller konkret sammenligning med referencedata, måske anvendes til opstilling af en biodiversitetsmålsætning som godt kan lægge op til en bedre tilstand end den nuværende.

10.3.1 Plantesamfund som reference

Man kan også som i DANVEG anvende hele artssammensætningen som biologisk reference og udgangspunkt for en vurdering af tilstand. Resultatet vil eksempelvis bestå i en vurdering af om naturtypen med tiden vil bevæge sig uden for den naturlige variationsbredde, som den dækker i referencesituationen.

11 Konklusioner og anbefalinger

Der er i projektet konstrueret et modelværktøj, der kan anvendes til dynamiske beregninger af sammenhængen mellem atmosfærisk deposition, fjernelse af næringsstoffer ved pleje, jordbundskemi, og muligheden for forekomst af specificerede plantearter på en (eller et antal) lokaliteter. Modelværktøjet kan endvidere anvendes til at beregne et acceptabelt niveau for kvælstofdeposition på basis af et kriterium baseret på et (acceptabelt) niveau af påvirkning af plantesamfundet. Der er foretaget eksempelberegninger med modelværktøjet for tre græslandstyper og for klithede. Formålet med eksempelberegningerne har primært været at foretage en teknisk afprøvning af modelsystemet, herunder mulighederne for at bestemme de nødvendige input-data. Afprøvningen viser, at det udviklede modelværktøj fungerer godt på det tekniske plan. Beregningstiden for simulering af en tidsserie er typisk under et sekund og værktøjet vil dermed også være velegnet til regionale anvendelser eller Monte Carlo simulering.

Modelsysteemet er konstrueret på baggrund af planteforekomstmodellen MOVE og den dynamiske jordbundskemiske model VSD, der begge er udviklet ved RIVM i Holland. VSD-modellen bygger på den forståelse af de jordbundskemiske processer mv., der er opbygget over de seneste 20 år og indbygget i en række jordbundskemiske modeller, der er intensivt afprøvede og validerede i den samme periode i Europa og USA. Der er ikke forhold, der umiddelbart kan begrunde en forventning om, at modellen ikke vil kunne anvendes i Danmark. Modellen indeholder imidlertid en række begrænsninger bl.a. i form af processer, der ikke er medtaget. Det vil være nødvendigt at foretage en kvantitativ vurdering af betydningen heraf for hver lokalitet, hvor modellen ønskes anvendt. På lokal skala vil modellen være mere velegnet til at foretage risikovurderinger for forskellige scenarier end til at foretage konkrete beregninger fx i forbindelse med forskningsprojekter. Det samme gælder regionale anvendelser. En kvantificering af betydningen af modellens begrænsninger på regional skala vil kræve, at der foretages en kortlægning / overvågning af de nødvendige parametre, idet det nødvendige datagrundlag ikke eksisterer i dag.

MOVE-modellen er baseret på empiriske sammenhænge mellem forekomst af arter og tre miljøvariable, surhed, næringsstofftilgængelighed og fugtighed, der i modellen beskrives ved Ellenbergværdier. Disse faktorer er naturligvis ikke de eneste, der har betydning for sandsynligheden for forekomst af en planteart. Ellenberg-klassificeringen omfatter fx også miljøfaktorerne lys, temperatur, salinitet og kontinentalitet. I og med at datagrundlaget bag MOVE primært stammer fra Holland og Centraleuropa, er det sandsynligt, at de opstillede regressionsligninger ikke vil passe perfekt i Danmark. Det gælder specielt den beregnede maksimale sandsynlighed for forekomst af en art. Den relative ændring i sandsynlighed for forekomst ved en ændring i pH, fugtighed eller næringsstofftilgængelighed må imidlertid antages at være mindre stedafhængig. Denne antagelse understøttes af den britiske afprøvning af modellen, som er beskrevet

i afsnit 6.4. Det ville imidlertid være ønskværdigt, hvis der kunne etableres et dansk datagrundlag til validering og evt. modifikation af modellen.

Et væsentligt element i modellen, som vil kræve yderligere udvikling, er koblingen fra miljøforhold til Ellenbergværdier. Specielt Ellenberg-N, der udtrykker næringsstofftilgængelighed, kan være vanskelig at oversætte til en enkelt, målbar parameter. Det er bemærkelsesværdigt, at der i den britiske afprøvning af modellen er fundet en rimelig sammenhæng mellem Ellenberg-N og jordens C/N i datasættet fra det britiske 'Countryside Survey', der er et forholdsvis ekstensivt måleprogram.

Flere af de hollandske afprøvninger af modellen har demonstreret større problemer med at finde en anvendelig sammenhæng. En mulig grund kunne være, at en større del af de hollandske naturområder i dag er fosforbegrænsede. Valget af parameter er formentlig også vigtig. Et eksempel herpå kunne være det omtalte projekt ved Dommel-floden, hvor kvælstof-mineraliseringen blev anvendt som parameter. Selvom der blev fundet en signifikant sammenhæng mellem målt mineralisering og Ellenberg-N, blev der ikke fundet en anvendelig sammenhæng med modelberegnete mineraliseringer. Kvælstofmineraliseringen er en vanskelig parameter både at måle og modelberegne, og formentlig ikke et optimalt valg til denne anvendelse. I den nuværende udgave af EUDANA er der anvendt en hollandsk overførselsfunktion mellem det tilgængelige kvælstof i jorden og Ellenberg-N, men denne relation bør valideres til dansk anvendelse.

De hidtidige afprøvninger af modelsystemet i Holland og Storbritannien indikerer, at det er muligt at finde anvendelige sammenhænge mellem Ellenberg-F og såvel forårs-vandstand, gennemsnitlig årlig vandstand og jordens fugtighedsindhold. Tilsvarende har det vist sig muligt at finde anvendelige sammenhænge mellem Ellenberg-R og jordens pH. Det vil imidlertid være ønskværdigt, hvis der kunne etableres et dansk datagrundlag til validering og evt. modifikation af de anvendte koblinger mellem miljøforhold og Ellenbergværdier. Dette vil igen kræve, at der foretages en kortlægning/ overvågning af de nødvendige parametre. Hvis koblingen til Ellenberg-N foretages fra C/N, vil det kommende terrestriske overvågningsprogram kunne bidrage til et datagrundlag for to af relationerne.

Modelværktøjet vil kunne anvendes til såvel scenario- som optimeringsberegninger. Specielt ved scenarioberegninger kan der være behov for at opstille en referencesituation, fx for at besvare spørgsmål som hvor stor effekt en given påvirkning har haft på lokalitetens plantesamfund, og dermed på større skala på biodiversiteten. Referencesituationen kan også være væsentlig ved optimeringsberegninger, hvor reetablering af referencesituationen kan anvendes som målsætning. En referencesituation kan simplest etableres, hvis der er adgang til historiske data, hvad der kun er tilfældet i begrænset omfang. Alternativt kan en referencesituation forsøges etableret ved sammenligning med mere upåvirkede områder eller historiske data fra et bredere geografisk område. Der er i projektet demonstreret en metode til at etablere en dansk artsliste for naturtyperne defineret i

EU's Habitatdirektiv. I en del tilfælde kan den nuværende forekomst af karakteristiske arter anvendes som reference, hvis hensigten fx er at belyse effekten af en fremtidig forøget deposition ift. den nuværende situation.

Anbefalinger:

Der er et meget stort behov for at kunne inddrage hensynet til biodiversitet i vurdering af luftforureningseffekter og i regulering/forvaltningen af luftforurening på såvel lokal som national skala. Det vurderes, at de modelkomponenter der indgår i EUDANA-modelværktøjet er tilstrækkeligt gennemprøvede til at modelværktøjet vil kunne anvendes til disse formål. Modelværktøjet bør primært anvendes til vurdering af den relative risiko for at en given påvirkning medfører en negativ påvirkning af forekomsten af arter på en lokalitet, eller på større skala, en negativ påvirkning af biodiversiteten. Hvis modellen skal bruges på lokal skala, bør der udvikles en passende brugerflade til modellen.

Der bør arbejdes videre med at bestemme en referencesituation for artssammensætning i beskyttede danske naturtyper og at sammenknytte nationale og internationale målsætninger for biodiversitet med lokale målsætninger for forekomst af arter.

Der bør foretages en validering og udvikling af modellen på en række kritiske punkter. Det gælder specielt koblingen mellem Ellenberg-N og målte, abiotiske parametre. En mere udbredt brug af modellen vil fordrer en øget tilgængelighed af de nødvendige input-parametre evt. i kombination med etablering af overførselsfunktioner for nogen af parametrene. Der bør igangsættes et udviklings- og udredningsarbejde, så de nødvendige parametre kan inddrages i den terrestriske overvågning ved kommende revisioner af programmet.

En væsentlig begrænsning ved anvendelse af den nuværende version af EUDANA-modelværktøjet er, at den overordnede naturtype forudsættes konstant og at interaktionen mellem jordbundskemi, planteproduktion, næringsstofoptag, førneproduktion, mineralisering og fjernelse af næringsstoffer ved pleje kun kan inddrages i beregningerne som eksternt input. Det begrænser den tidsperiode, der kan simuleres, og gør det vanskeligt at inddrage den langsigtede effekt af forskellige plejestrategier. Disse begrænsninger vil i nogen udstrækning kunne løses ved at udvide modelsystemet med en planteproduktion/plantekonkurrence-model. En mulighed kunne være at tage udgangspunkt i SUMO-modellen, der anvendes i det hollandske Natuurplanner-system. Modellen opererer med funktionelle grupper og dækker et bredt spektrum af (tørre) naturtyper. En videreudvikling af konkurrencemodellerne kan baseres på det eksisterende arbejde med konkurrencemodeller i DMU. Der er endvidere behov for værktøjer som inddrager de rumlige og tidslige aspekter af biodiversitet. Sådanne værktøjer vil være afgørende for at kunne forudsige med hvilken hastighed man kan forvente at en miljøforbedring også vil føre til en forbedring af biodiversiteten. Hvis man ikke inddrager dette aspekt i modelleringen, vil man kunne komme i den kedelige situation, at modellen viser at miljø- og naturtilstanden er genopret-

tet til et acceptabelt niveau, mens feltobservationer viser at biodiversiteten i praksis ikke er blevet forbedret.

12 Referencer

Alveteg M. & Sverdrup H., 2002: Manual for regional assessments using the SAFE model (draft version 8 April 2002). Department of Chemical Engineering II, Lund University, Lund, Sweden.
www2.chemeng.lth.se

Bak, J., 2003: Manual vedr. vurdering af de lokale miljøeffekter som følge af luftbårent kvælstof ved udvidelse og etablering af større husdyrbrug, Skov- og Naturstyrelsen,
<http://www.skovognatur.dk/udgivelser/2003/87-7279-537-9/html/default.htm>

Bak, J., 2003: Denmark - National Focal Centre. In: Posch, M., Hettelingh, J.-P., Slootweg, J., & Downing, R.J. (Eds.): Modelling and Mapping of Critical Thresholds in Europe. Status Report 2003. Bilthoven: Coordination Center for Effects, National Institute of Public Health and the Environment. - RIVM Report 259101013: 68-69.

Cosby, B.J., Ferrier, R.C., Jenkins, A. & Wright R.F., 2001: Modelling the effects of acid deposition: refinements, adjustments and inclusion of nitrogen dynamics in the MAGIC model. *Hydrology and Earth System Sciences* 5(3): 499-517.

Cosby, B.J., Hornberger, G.M., Galloway, J.N. & Wright R.F., 1985: Time scales of catchment acidification: A quantitative model for estimating freshwater acidification. *Environmental Science & Technology* 19:1144-1149.

Ejrnæs, R., 2001: Automated classification of habitats. Paper and oral presentation for OECD Expert Meeting on Agri-Biodiversity Indicators 5–8 November, 2001 in Zürich, Switzerland.

Ejrnæs, R., Aude, E., Nygaard, B. & Munier, B., 2002: Prediction of habitat quality using ordination and neural networks. *Ecological Applications* 12: 1180-1187

Ertsen, A. C. D., Alkemade, J. R. M. & Wassen, M. J. Calibrating: Ellenberg indicator values for moisture, acidity, nutrient availability and salinity in the Netherlands. *Plant Ecology* 135: 113-124.

Hill, M.O. & Carey, P.D., 1997: Prediction of yield in the Rothamsted Park Grass Experiment by Ellenberg indicator values. *Journal of Vegetation Science* 8: 579-586.

Hill, M.O., 1979. TWINSPLAN: A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. Cornell University, Ithaca, NY.

Münier, B., Nygaard, B., Ejrnæs, R. & Bruun, H.G. 2001: A Biotope Landscape Model for Prediction of Semi-Natural Vegetation in Denmark. - *Ecological Modelling* 139: 221-233 .

Ejrnæs, R., Aude, E., Bruun H.H. & Buchwald, E. In press. Developing a classifier for the Habitats Directive grassland types in Denmark using species lists for prediction. *Applied Vegetation Science*.

Evans, C, Smart, S., Whitaker, J., Scott, A., Emmett, B. & Terry, A.C.: Evaluation and development of dynamic models for soils and soil-plant systems, UKREATE annual report, 2002, www.bangor.ceh.ac.uk/terrestrial-umbrella/reports/annual_report_02.htm

Forsius, M., Alveteg, M., Bak, J., Guardans, R., Holmberg, M., Jenkins, A., Johansson, M., Kleemola, S., Rankinen, K., Renshaw, M., Sverdrup, H. & Syri, S., 1997: Assessment of the Effects of the EU Acidification Strategy. Dynamic Modelling on Integrated Monitoring Sites. First Results. Finnish Environment Institute. 40 pp.

Johansson, M., Alveteg, M., Amann, M., Bak, J., Bartnicki, J., Ekqvist, M., Forsius, M., Frohn, L., Geernaert, G., Gimeno, B., Guardans, R., Karvosenoja, N., Martin, F., Posch, M., Suutari, R. & Syri, S., 2001: Integrated Assessment Modeling of Air Pollution in Four European Countries. - *Water, Air and Soil Pollution* 130(1-4): 175-186.

van Hinsberg, Arjen, van der Hoek, Dirk-Jan, de Heer, Mireille, ten Brink, Ben & van Esbroek, Mariette, 2003: Informing Policy-makers about changes in Biodiversity – A Dutch approach to the aggregation and processing of monitoring data for the achievement of national Biodiversity indicators like the Natural Capital Index. Proceedings from the workshop: Mapping and monitoring of natural areas in the Nordic countries, Fuglsø, November 1-3, 2002.

Posch, M, Hettelingh, J.-P. & Slootweg, J. (eds), 2003: Manual for Dynamic Modelling of Soil Response to Atmospheric Deposition, RIVM Report 259101012/2003.

Thornton, K., D. Marmorek, & P. Ryan. 1990: Methods for Projecting Future Changes in Surface Water Acid-Base Chemistry. State of the Science, SOS/T 14, National Acid Precipitation Assessment Program.

Tiktak A & Van Grinsven J.J.M., 1995: Review of sixteen forest-soil-atmosphere models. *Ecological Modelling* 83: 35-53.

Wamelink, G.W.W, de Jong, J.J., van Dobben, H.F. & van Wijk, M.N.: Additional costs of nature management caused by deposition, Alterra, the Netherlands, 2002.

Warfvinge P., Falkengren-Grerup U., Sverdrup H. & Andersen B., 1993: Modelling long-term cation supply in acidified forest stands. *Environmental Pollution* 80: 209-221.

de Zwart, D. & van Dobben, H.F. : Progress report on modelling forest ground vegetation at a continental scale, In: Kleemola, S. & Forsius, M. (eds.). 11th Annual Report 2002. UN ECE ICP Integrated Monitoring. Finnish Environment Institute, Helsinki, Finland. *The Finnish Environment* 567.

Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser – DMU – er en forskningsinstitution i Miljøministeriet.
DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø.

Henvendelser kan rettes til:

URL: <http://www.dmu.dk>

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 46 30 12 00
Fax: 46 30 11 14

*Direktion
Personale- og Økonomisekretariat
Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
Afd. for Systemanalyse
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Marin Økologi
Afd. for Miljøkemi og Mikrobiologi
Afd. for Arktisk Miljø*

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejlsøvej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 89 20 14 00
Fax: 89 20 14 14

*Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
Afd. for Marin Økologi
Afd. for Terrestrisk Økologi
Afd. for Ferskvandsøkologi*

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 12-14, Kalø
8410 Rønne
Tlf.: 89 20 17 00
Fax: 89 20 15 15

Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet

Publikationer:

DMU udgiver populærfaglige bøger ("MiljøBiblioteket"), faglige rapporter, tekniske anvisninger samt årsrapporter. Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web. I årsrapporten findes en oversigt over det pågældende års publikationer.

Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

2003

- Nr. 455: Kvantificering af næringsstoffers transport fra kilde til recipient samt effekt i vandmiljøet. Modeltyper og deres anvendelse illustreret ved eksempler. Af Nielsen, K. et al. 114 s. (elektronisk)
- Nr. 456: Opgørelse af skadevirkninger på bundfaunaen efter iltsvindet i 2002 i de indre danske farvande. Af Hansen, J.L.S. & Josefson, A.B. 32 s. (elektronisk)
- Nr. 457: Kriterier for gunstig bevaringsstatus. Naturtyper og arter omfattet af EF-habitatdirektivet & fugle omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet. Af Søgaard, B. et al. 2. udg. 460 s. (elektronisk)
- Nr. 458: Udviklingen i Vest Stadil Fjord 2001-2002. Af Søndergaard, M. et al. 25 s. (elektronisk)
- Nr. 459: Miljøøkonomiske beregningspriser. Forprojekt. Af Andersen, M.S. & Strange, N. 88 s. (elektronisk)
- Nr. 460: Aerosols in Danish Air (AIDA). Mid-Term report 2000-2002. By Palmgren, F. et al. 92 pp. (electronic)
- Nr. 461: Control of Pesticides 2002. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krongaard, T., Petersen, K. & Christoffersen, C. 30 pp. (electronic)
- Nr. 462: Bevaringsstatus for fuglearter omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet. Af Pihl, S. et al. 130 s. (elektronisk)
- Nr. 463: Screening for effekter af miljøfarlige stoffer på algesamfund omkring havneanlæg. Af Dahl, K. & Dahllöf, I. 37 s. (elektronisk)
- Nr. 464: Dioxin i bioaske. Dioxinmåleprogram 2001-2003. Viden om kilder og emissioner. Af Hansen, A.B. et al. 40 s. (elektronisk)
- Nr. 465: Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 2002. Af Johansen, P., Riget, F. & Asmund, G. 62 s. (elektronisk)
- Nr. 466: Atmosfærisk deposition 2002. NOVA 2003. Af Ellermann, T. et al. 88 s. (elektronisk)
- Nr. 467: Marine områder 2002 - Miljøtilstand og udvikling. NOVA 2003. Af Rasmussen, M.B. et al. 103 s. (elektronisk)
- Nr. 468: Landovervågningsoplande 2002. NOVA 2003. Af Grant, R. et al. 131 s. (elektronisk)
- Nr. 469: Søer 2002. NOVA 2003. Af Jensen, J.P. et al. 63 s. (elektronisk)
- Nr. 470: Vandløb 2002. NOVA 2003. Af Bøgestrand, J. (red.) 76 s. (elektronisk)
- Nr. 471: Vandmiljø 2003. Tilstand og udvikling - faglig sammenfatning. Af Andersen, J.M. et al. 157 s., 100,00 kr.
- Nr. 472: Overvågning af Vandmiljøplan II - Vådområder 2003. Af Hoffmann, C.C. et al. 83 s. (elektronisk)
- Nr. 473: Korrektion for manglende indberetninger til vildtudbyttestatistikken. Af Asferg, T. & Lindhard, B.J. 28 s. (elektronisk)
- Nr. 474: Miljøundersøgelser ved Mestervig 2001. Af Aastrup, P., Tamsfort, M. & Asmund, G. 47 s. (elektronisk)
- Nr. 475: Vandrammedirektivet og danske søer. Del 1: Søtyper, referencetilstand og økologiske kvalitetsklasser. Af Søndergaard, M. (red.) et al. 140 s. (elektronisk)
- Nr. 476: Vandrammedirektivet og danske søer. Del 2: Palæoøkologiske undersøgelser. Af Amsinck, S.L. et al. 118 s. (elektronisk)
- Nr. 477: Emissions of Greenhouse Gasses and Long-Range Transboundary Air Pollution in the Faroe Islands 1990-2001. By Lastein, L. & Winther, M. 59 pp. (electronic)
- Nr. 478: Evaluering af Københavns Amts prioriteringssystem. Stofspecifik prioritering af punktkilder. Af Jensen, T.S. & Sørensen, P.B. 79 s. (elektronisk)
- Nr. 479: Order Theory in Environmental Sciences Integrative approaches – The 5th workshop. By Sørensen, P.B. et al. 161 pp. (electronic)
- Nr. 480: Danske søer - fosfortilførsel og opfyldelse af målsætninger. VMP III, Fase II. Af Søndergaard, M. et al. 37 s. (elektronisk)
- Nr. 481: Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Sewage Sludge and Wastewater. Method Development and validation. By Christensen, J.H. et al. 28 pp. (electronic)

2004

- Nr. 482: Background Studies in Nuussuaq and Disko, West Greenland. By Boertmann, D. (ed.) 57 pp. (electronic)
- Nr. 483: A Model Set-Up for an Oxygen and Nutrient Flux Model for Århus Bay (Denmark). By Fossing, H. et al. 65 pp., 100,00 DDK.
- Nr. 484: Satellitsporing af marsvin i danske og tilstødende farvande. Af Teilmann, J. et al. 86 s. (elektronisk)
- Nr. 485: Odense Fjord. Scenarier for reduktion af næringsstoffer. Af Nielsen, K. et al. 274 s. (elektronisk)
- Nr. 486: Dioxin in Danish Soil. A Field Study of Selected Urban and Rural Locations. The Danish Dioxin Monitoring Programme I. By Vikelsøe, J. (electronic)
- Nr. 487: Effekt på akvatiske miljøer af randzoner langs målsatte vandløb. Pesticidhandlingsplan II. Af Ravn, H.W. & Friberg, N. 43 s. (elektronisk)
- Nr. 488: Tools to assess the conservation status of marine habitats in special areas of conservation. Phase 1: Identification of potential indicators and available data. By Dahl, K. et al. 94 pp., 100,00 DKK
- Nr. 489: Overvågning af bæver Castor fiber i Flynder å, 1999-2003. Af Elmeros, M., Berthelsen, J.P. & Madsen, A.B. 92 s. (elektronisk)
- Nr. 490: Reservatnetværk for trækkende vandfugle. En gennemgang af udvalgte arters antal og fordeling i Danmark 1994-2001. Af Clausen, P. et al. 142 s., 150,00 kr.
- Nr. 491: Vildtudbyttet i Danmark i jagtsæsonen 2002/2003. Af Asferg, T. 24 s. (elektronisk)
- Nr. 492: Contaminants in the traditional Greenland diet. By Johansen, P. et al. 74 pp. (electronic)

Der er i projektet konstrueret et modelværktøj til fastlæggelse af tålegrænser baseret på målsætninger for biodiversitet og tærskelværdier for gunstig bevaringsstatus for terrestriske naturtyper beskyttet af EU's Habitatdirektiv og af den danske naturbeskyttelseslov. Modelværktøjet er baseret på eksisterende jordbundskemiske- og plantekonkurrence-modeller, der er vurderet til at være tilstrækkeligt gennemprøvede til at modelværktøjet vil kunne anvendes til de ønskede formål. Der er dog behov for yderligere validering og udvikling af dele af modelværktøjet.

Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

ISBN 87-7772-820-3
ISSN 1600-0048