Kvælstof forandrer og forarmer naturen
– Tålegrænser for biodiversitet

Nye beregninger viser, at den atmosfæriske belastning med kvælstof har medført en væsentlig ændring af naturens egnethed som levested for en række arter. Kvælstofbelastningen udgør en væsentlig trussel mod naturens tilstand og mod beskyttelsen af biodiversiteten. Tålegrænser baseret på bevarelse af biodiversitet er forholdsvis lave, og understreger behovet for yderligere emissionsreduktioner og en målrettet indsats omkring de mest udsatte naturområder.

Jesper Bak

Effekter af kvælstof på næringsfattige naturtyper i det åbne land har i de seneste årtier haft en del op-mærksomhed i lovgivning og forvaltning. Baggrunden herfor er dels, at kvælstofpåvirkning er en af de væ-sentligste trusler mod disse områders bevaringsstatus, dels at der er kommet fokus på bevarelsen heraf bl.a. som følge af EU's Habitatdirektiv og Biodiversitetskonventionen.

Specielt for de tørre, terrestrisk naturtyper kommer den dominerende del af kvælstofbelastningen som atmosfærisk deposition, hvor de væsentligste kilder er oxideret kvælstof (NOx) fra trafik, industri og energi-produktion, og ammoniak fra landbruget. Luftforureningen har både en lokal og en langttransporteret komponent, hvor den grænseoverskridende luftforurening siden 1980'erne har været reguleret gennem internationale aftaler, bl.a. i form af nationale emissionslofter. Nationalt har det væsentligste instrument fra 2007 været husdyrgodkendelsesloven.

De internationale aftaler om begrænsning af luftforureningen har siden slutningen af 1990'erne været ef-fektbaserede, dvs. reduktionsmål er fastsat på baggrund af et ønsket beskyttelsesniveau for natur, miljø og human sundhed. Der har derfor i FN regi (UNECE / CLRTAP /WGE) foregået et væsentligt videnskabeligt arbejde med udvikling af metoder til kvantificering af effekter af luftforurening, i de seneste år med fokus på biodiversitet. Samtidig er der gennem den terrestriske del af NOVANA overvågningsprogrammet (det danske nationale overvågningsprogram for vandmiljøet og den terrestriske natur) siden 2004 etableret et datagrundlag, der muliggør mere kvantitative analyser af luftforureningseffekter på plantesamfund og bio-diversitet. AU har derfor foretaget et udviklingsarbejde og en første beregning af tålegrænser baseret på målsætninger for biodiversitet, og de aktuelle overskridelser heraf /1/.

Tålegrænser

Tålegrænser defineres som "Den belastning med et eller flere forurenende stoffer under hvilken væsentlige skadelige effekter på udvalgte følsomme elementer af natur og miljø ikke vil forekomme, vurderet med den nuværende viden" /2/. Tålegrænser forholder sig til den langsigtede bæredygtighed og de forventede lang-sigtede effekter af en given påvirkning. Tålegrænser indeholder et politisk element, idet det skal afgøres, hvad der er en væsentlig effekt, og hvilke (udvalgte, følsomme) elementer af natur og miljø, der ønskes beskyttet. Fastsættelsen af grænserne er imidlertid baseres på naturvidenskabelige metoder jf. den sidste del af definitionen: vurderet med den nuværende viden. De anvendte metoder kan fx være empiriske observationer eller modelberegninger.

Tålegrænsebegrebet blev først udviklet og anvendt ifm. forsuringsproblemerne i 1980'erne med udbredt skovdød i Centraleuropa og fiskedød i Skandinaviske søer. Måske som følge heraf er der i den danske faglige debat i de senere år forekommet en misforståelse om, at begrebet knytter sig til en ide om, at naturen "bryder sammen" ved en bestemt grænse /3, 4/. Dette er ikke tilfældet, idet effekter på væsentligt lavere niveau kan anses for uacceptable, specielt hvad angår effekter på biodiversitet og tab af økosystem ser-vices. Det er imidlertid også klart, at det politisk kan være lettest at fastsætte et niveau for, hvad der er væsentligt eller acceptabelt, hvis effekterne har et meget ulineært dosis-effekt forløb.

Indikatorer og kriterier for biodiversitet

Biodiversitet er ikke et begreb med en entydig videnskabelig definition. Biodiversitet omfatter i princippet alt levende, men der er her fokuseret på højere plantearter ud fra en antagelse om, at væsentlige kvælstof-effekter (også) vil medføre ændringer af plantesamfundet. Biodiversitetsindikatorer baseret på artsobser-vationer beregnes som regel som en vægtet sum, hvor vægtfaktoren kan baseres på forskellige kriterier, fx:

1) Ingen vægtning – svarende til artsrigdom
2) Vægtning baseret på frekvens af forekomst, fx Simpson-, Shannon indeks.
3) Vægtning baseret på betydningen af de enkelte arter i en bevaringsmæssig sammenhæng, fx base-ret på rødlisten eller habitattypiske arter iflg. Habitatdirektivets annex 1

Den anvendte skala er afgørende for hvordan, og til hvad de enkelte indikatorer kan anvendes. De nærings-fattige naturtyper i det åbne land udgør under 10 % af det samlede terrestriske areal, og mange arter vil have

Effekten af en for stor kvælstofbelastning af den terrestriske natur er ikke at områderne dør, men at de forandres. Billedet viser et parti af Idom hede under tilgroning med gederams. De kvælstofelskende arter kan fortrænge arter fra naturområdet, der vanskeligt kan finde andre levesteder. Foto Knud Erik Nielsen, AU

deres væsentligste levested udenfor disse naturarealer. Naturarealet består af en række adskilte naturområder, hvor artsantallet på de enkelte naturområder afhænger af områdernes størrelse og heteroge-nitet, fx variation i jordbund, topologi, hydrologi, drift og pleje.

Der er ved undersøgelser på stor skala og omfattende et stort antal lokaliteter fundet negative sammen-hænge mellem overskridelser af tålegrænserne for kvælstof og artsrigdommen på græslands naturtyper og skov, fx /5/. Dette har ført til, at regressionssammenhænge mellem tålegrænseoverskridelser og biodiversi-tet er anvendt i studier på europæisk og global skala/6, 7/. Dette er imidlertid ikke uproblematisk. En for-øget kvælstofbelastning vil typisk medføre en tilbagegang af nogle arter og fremgang af andre, herunder invasive arter og arter fra agerlandet. Nettoeffekten heraf på forskellige diversitetsmål er ikke altid klar, og kan variere over tid. Et andet problem er, at en væsentlig effekt af kvælstofbelastning på naturtyper som fx heder kan være en tilbagegang af de dominerende arter, hvilket kan give en stigning i værdien af frekvens-baserede indeks.

Et alternativ kunne som nævnt være at se på rødlistede arter eller ønskværdige arter. Dette har imidlertid det problem, at antallet af arter i vurderingen bliver begrænset, hvilket øger usikkerhederne væsentligt (se box). Resultatet af disse overvejelser har været, at det er valgt at fokusere på arter, der findes i den kvælstoffølsomme natur (jf. husdyrgodkendelsesbekendtgørelsens), og som kan beregnes at være gået tilbage som følge af kvælstofbelastning siden 1950'erne.

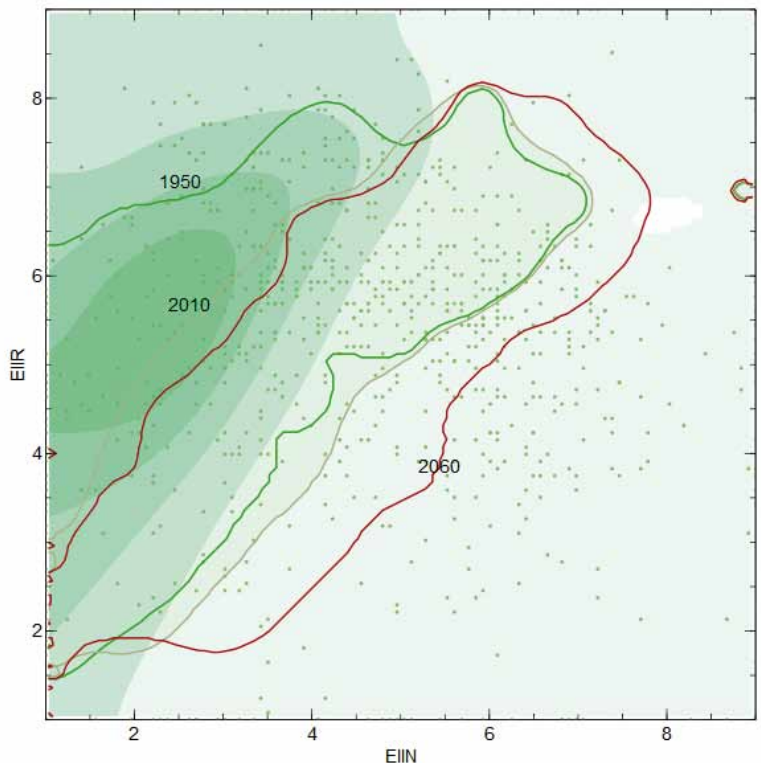
Effekter af kvælstofdeposition på biodiversitet

Effekten af kvælstofnedfald på en lokalitet vil primært være eutrofiering og forsuring. Lokalitetens egnet-hed som levested for de enkelte plantearter kan beskrives ud fra en række faktorer, der kan sammenfattes i Ellenbergs indikatorsystem, der omfatter lys (L), temperatur (T), kontinentalitet (K), fugtighed (F), reakti-on/surhed (R) og kvælstof/næringsstof (N). De enkelte arters forekomstsandsynlighed kan beskrives som en funktion af disse faktorer, idet optimum for en parameter vil afhænge værdien af de øvrige (se box). På figur 1 er optimum for Ellenberg R (surhed) og Ellenberg N (kvælstof) illustreret for de arter, der er fundet i NOVANA programmet, ved en fugtighed som fundet i overvågningen. Fordelingen af naturarealet er ind-tegnet i det samme diagram pba. artsobservationer fra 70.743 prøvefelter i NOVANA programmet (grå kon-tur, 2010). Som det fremgår, har en væsentlig del af de fundne arter optima, der falder udenfor naturarea-lets fordeling, og en ændring af kvælstofstatus eller surhed, der påvirker hele eller væsentlige dele af na-turarealet vil dermed kunne give væsentlige forskydninger af artssammensætningen.

Der er foretaget en modelberegning af udviklingen af kvælstofstatus og surhed for naturarealet over tid som følge af udviklingen i kvælstofnedfaldet og de deraf følgende ændringer i jordkemi. Alle andre påvirkninger er i beregningen holdt konstante, så beregningen udelukkende viser effekten af kvælstofbelastningen. Resultatet er illustreret som en grøn (1950) og rød (2060) konturlinje. Som det fremgår, har den atmosfæriske kvælstofbelastning medført en væsentlig ændring af naturarealet egnethed som levested for en række arter.

Der er i alt 179 arter, der beregnes at have haft en væsentlig tilbagegang fra 1950 til 2010 som følge af at-mosfærisk kvælstofbelastning. Den samlede fordeling af forekomstsandsynligheder for disse arter er illustreret på figur 1 som et (grønt) konturplot. 56 % af disse arter er også danske indikatorarter, habitattypi-ske arter iflg. Habitatdirektivets annex 1 og / eller rødlistede. Arter med tilbagegang er fx plettet kongepen, bredbladet kæruld, mygblomst, kødfarvet gøgeurt og bakke-fnokurt. Arter i fremgang er fx stor nælde, mælkebøtte, skvalderkål og ager-stedmoder.

Fremskrivningen til 2060 er baseret på en fortsættelse af kvælstofnedfaldet på 2010 niveau. Det kan disku-teres, om dette er det mest realistiske scenario, men fremskrivningerne vil under alle omstændigheder være behæftet med betydelig usikkerhed. Den netop vedtagne revision af den væsentligste internationale aftale om begrænsning af den grænseoverskridende luftforurening (Göteborg-pro-



Figur 1. *Konturplot for fordelingen af habitat natur-arealerne på Ellenberg N (næringsstoftilgængelighed) og Ellenberg R (surhed). Beregningen er udført med VSD-MOVE modelsystemet for hhv. 1950, 2010 og 2060. Kvælstofdepositionen fra 2010 til 2060 er antaget konstant på 2010 niveau. Arternes beregnede optimum er indtegnet med grønne prikker. Den samlede forekomstsandsynlighed for de arter, der er gået tilbage fra 1950 til 2010 som følge af kvælstofbelastning er indtegnet som et konturplot i grønt (mørkere farve – større sandsynlighed).*

Box: VSD-MOVE modelsystemet

Beregningerne i projektet er udført med et modelsystem (VSD-MOVE), der kobler en simpel, dynamisk jordbundskemisk model (VSD) med en empirisk baseret planteforekomst model (MOVE). Det anvendte modelsystem er en videreudvikling af EUDANA modelsystemet, der tidligere har været publiceret og an-vendt i dansk sammenhæng /10/.

VSD modellen er en simpel, dynamisk, jordbundskemisk model udviklet af UNECE's koordinationscenter for effekter /11/. Modellen er i princippet en dynamisk udgave af den simple massebalancemodel (SMB) for forsuring og eutrofiering, der har været anvendt siden 1990'erne. Der er dog inkluderet en simpel beskri-velse af omsætningen mellem de væsentligste organiske puljer, hvor der skelnes mellem hurtigt omsætte-ligt frisk førne, langsomt nedbrydeligt frisk førne, mikrobiel biomasse og langsomt nedbrydeligt humus.

MOVE er en empirisk, statistisk baseret responsmodel for arters realiserede niche som funktion af de plan-tefordelende gradienter, næringsstoftilgængelighed, vandtilgængelighed og surhed. Grundlaget for MOVE er multiple logistiske regressionsmodeller for forekomsten af plantearter i prøvefelter som funktion af disse prøvefelters kalibrerede Ellenberg-værdier for fugtighed, pH og næringsstofniveau. For at kunne relatere Ellenberg-værdier til målte og beregnede abiotiske variable, anvendes der statistisk baserede regressionsfunktioner for forholdet mellem Ellenberg-N og kvælstoftilgængelighed målt som C/N ratioer i jorden og / eller NO3 koncentrationen i jordvand, Ellenberg-F og jordfugtighed og Ellenberg-R og pH i jordbunden.

Etablering af såvel responsfunktioner for de enkelte arter og overføringsfunktioner til Ellenberg indikatorer fordrer i princippet empiriske data fra områder, hvor der er ligevægt mellem påvirkning og tilstand. Det er ikke tilfældet for datamaterialet fra NOVANA, hvor dataindsamlingen er startet i 2004, og den anvendte udgave af MOVE er dermed primært baseret på hollandske og britiske data, hvor de tilgængelige datasæt indeholder observationer fra baggrundsområder og ældre observationer fra mindre påvirkede områder.

tokollen i regi af UNECE /CLRTAP) sikrer ikke væsentlige reduktioner efter 2010 /8/. Den nuværende danske lov om husdyrgodkendelser forventes at give en væsentlig reduktion i ammoniakemissioner, hvis husdyrtallet ikke stiger. En gen-nemgang af godkendte ansøgninger fra 1/1 2007 til 7/6 2010 viste, at der blev givet tilladelse til en samlet meremission på 1.414 tons NH3-N /9/.

Den beregnede udvikling fra 2010 til 2060 er ikke kun en følge af depositionsniveauet frem til 2060, men i høj grad også af den kvælstofakkumulering, der er sket i naturområderne frem til 2010. Dette betyder, at der selv med væsentlige reduktioner i kvælstofbelastning stadig vil kunne forventes en tilbagegang for de kvælstoffølsomme arter fra 2010 til 2060.

Tålegrænser og overskridelser

Det væsentlige spørgsmål er så, hvor stort et kvælstofnedfald, den følsomme natur faktisk vil kunne tåle fremover. Politiske målsætninger om et stop for tab af biodiversitet ift. et givent år kan, for de kvælstoffølsomme naturtyper oversættes til et stop for tilbagegangen af de kvælstoffølsomme arter, idet disse ikke vil have væsentlige levesteder udenfor disse naturområder.

En sådan beregning er foretaget med 1950, 1992 og 2010 som udgangspunkt (reference år). Habitatdirekti-vet trådte i kraft i 1992. De beregnede tålegrænser er den kvælstofdeposition - taget som lang tids gen-nemsnit - hvorunder de (179) følsomme arters mulighed for forekomst ikke vil være væsentligt ringere end i referenceåret. Alle andre påvirkninger er i beregningerne holdt konstant på 2010 niveau. Beregningerne er af tekniske årsager foretaget for hver naturtype baseret på data, der repræsenterer et gennemsnit for naturtypen. I virkeligheden kan der forventes en betydelig variation indenfor typerne. De beregnede tåle-grænser er i tabel 1 sammenholdt med intervaller for empirisk baserede tålegrænser for naturtyperne. Der er endvidere præsenteret overskridelser af tåle-

Tabel 1. *Beregnede tålegrænser for kvælstofdeposition (kg N ha-1 år-1), dels empiriske baserede (intervaller), dels be-regnet med hhv. 1950, 1992 og 2010 som reference år. De beregnede tålegrænser er baseret på data, der repræsen-terer et gennemsnit for hver naturtype, medens der i virkeligheden kan forventes en betydelig variation indenfor typerne (jf. intervallerne for de empirisk baserede tålegrænser). Overskridelser af tålegrænserne er beregnet med 2010 depositioner og tålegrænser baseret på 2010 som reference år.*

		reference år				
	Naturtype	empirisk	1950	1992	2010	overskridelse
1330	Strandenge	30-40	>8,1	>10,5	>12,0	0,1 + 4,5
2120	Stabile kystklitter med urteagtig vegetation (grå klit og grønsværklit)	10-20	2,6	6,7	8,1	2,7 + 3,6
2140	Kystklitter med dværgbuskvegetation (klithede)	10-20	6,2	7,5	8,0	2,9 + 4,2
2180	Kystklitter med selvsåede bestande af hjemmehørende træarter	10-20	9,0	10,4	12,2	1,7 + 6,3
2190	Fugtige klitlavninger	10-20	5,5	7,2	7,8	3,9 + 4,7
2250	Kystklitter med enebær	10-20	5,2	6,2	6,8	2,3 + 3,5
4010	Våde dværgbusksamfund med klokkelyng	10-20	7,3	9,0	9,9	4,5 + 4,6
4030	Tørre dværgbusksamfund (heder)	10-20	8,8	10,5	11,3	3,0 + 4,7
6120	Meget tør overdrevs- eller skrænтvegetation på kalkholdigt sand	15-25	7,0	8,2	9,1	2,5 + 5,1
6210	Overdrev og krat på mere eller mindre kalkholdig bund	15-25	4,6	6,6	7,0	4,5 + 4,2
6230	Artsrige overdrev eller græsheder på mere eller mindre sur bund	10-15	4,5	7,3	7,9	5,3 + 4,0
6410	Tidvis våde enge på mager eller kalkrig bund, ofte med blåtop	10-15	6,3	7,4	7,9	5,7 + 4,5
7230	Rigkær	15-30	7,1	7,1	7,5	4,8 + 4,0
9110	Bøgeskove på morbund uden kristtorn	10-20	8,5	10,5	11,3	3,8 + 4,7
9190	Stilkegeskove og -krat på mager sur bund	10-20	7,7	9,8	10,6	3,6 + 4,7
91D0	Skovbevoksede tørvemoser	10-15	9,7	11,2	12,4	2,3 + 4,6
91E0	Elle- og askeskove ved vandløb, søer og væld	10-20	7,7	8,3	9,5	4,7 + 3,8

grænserne beregnet med 2010 depositioner og tålegrænser beregnet med 2010 som reference år.

Niveauet for de beregnede tålegrænser ligger, selv med 2010 som reference år, på niveau med – eller un-der den lave ende af intervallerne for de empirisk baserede tålegrænser. Dette er for så vidt forventeligt i lyset af det eksisterende datagrundlag for fastsættelse af de empirisk baserede tålegrænser og problemer-ne med at skelne effekter af kvælstof fra effekter af andre påvirkninger. Der er imidlertid naturtyper som kalkoverdrev og rigkær, hvor de beregnede niveauer ligger væsentligt under de empirisk baserede værdier, og forskellene kunne kræve nærmere undersøgelse. For klittyperne er forskellene interessante, fordi hidtidige danske beregninger har vist meget små arealer med overskridelse af tålegrænserne, medens klitternes dårlige bevaringsstatus kunne tyde på effekter af en for høj kvælstofpåvirkning.

Samlet set understreger de nye beregninger, at kvælstofbelastningen har haft væsentlig betydning for den nuværende ugunstige tilstand af den kvælstoffølsomme natur og også kan forventes at have det fremover. De beregnede overskridelser af tålegrænserne har en størrelse, hvor der vil være et behov for både generelle emissionsreduktioner, målrettet indsats omkring de mest udsatte områder, og en kombination med andre virkemidler, som forbedret og målrettet naturpleje, hvis udviklingen skal vendes. Beregningerne viser en konstant tilbagegang af naturens tilstand som følge af kvælstofbelastningen, hvor et stop for yderligere tab er et bevægeligt mål. Jo længere det udskydes, des mindre skal gøres, fordi meget allerede er tabt, og det tilbageblevne mindre følsomt. Det skal blot erindres, at en del af tabet vil være irreversibelt. Det er desuden et åbent spørgsmål, hvor stor tilbagegang, der kan accepteres ift. 1992 uden at være i konflikt med Habitatdirektivet.

Referencer

/1/ Bak, J., 2012, Tålegrænser for dansk natur, Opdateret landsdækkende kortlægning af tålegrænser for dansk natur og overskridelser heraf, in press.

/2/ Nilsson J and Grennfelt P. 1988. Critical levels for sulphur and nitrogen. Copenhagen, Denmark: Nordic Council of Ministers.

/3/ Lemming, C., Brøndum, W. H., 2012, Kvælstofdeposition, naturtilstand og reguleringen af landbruget, Videncentret for landbrug.

/4/ Ejrnæs, R., 2010, Tålegrænser, beskyttelsesniveauer og proportionalitet, Indlæg ved Plantekongres 2010, N16, 1, www.plantekongres.dk

/5/ Stevens, C.J., Dise, N.B., Mountford, J.O. og Gowing, D.J., 2004: Impacts of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. Science, 303: 1876-1879.

/6/ Hettelingh J-P, Posch M, Slootweg J, Le Gall A-C, 2010, Analysis of Environmental impacts caused by the baseline and maximum feasible reduction scenarios. In: Slootweg J, Posch M, Hettelingh J-P (eds) Progress in the modelling of critical thresholds and dynamic modelling, including impacts on vegetation in Europe, CCE Status Report 2010, RIVM, Bilthoven, www.rivm.nl/cce

/7/ Alkemade, R., Oorschot, M. v, Miles, L., Nellemann, C., Bakkenes, M., ten Brink, B., 2009, GLOBIO3: A framework to Investigate Options for Reducing Global Terrestrial Biodiversity Loss, Ecosystems, 12: 374-390

/8/ http://www.unece.org/index.php?id=29858

/9/ DMU/AU, 2010, notat, Status for miljøeffekten af husdyrregulering og anden arealregulering.

/10/ Bak J., Ejrnæs R. 2004: EUDANA – EUtrofieringaf DAnsk NAtur– videnbehov, modeller og perspektiver -Faglig rapport fra DMU, nr. 501

/11/ Bontena L., Poschb M., Reindsa G. J. 2011. The VSD+ Soil Acidification Model: model description and user manual. 22 pp.

Jesper Bak (jlb@dmu.dk) er civilingeniør og seniorrådgiver ved Aarhus Universitet, Institut for Bioscience