

**From:** Bo Håkansson  
**Sent:** Mon, 14 Oct 2019 08:34:36 +0000  
**To:** MST Miljøstyrelsens hovedpostkasse  
**Subject:** Høring revideret vejledning bkg. Nr. 1995 af 6. december 2018 udpegning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder & beskyttelse af visse arter (MST-821-00402)

Miljøstyrelsen

Danmarks Naturfredningsforening fremsender her kommentarer til udkastet til revideret vejledning.

Venlig hilsen

*Bo*

Bo Håkansson, Biolog og naturmedarbejder  
EU naturbeskyttelse – Jagt og vildtforvaltning, artsbeskyttelse  
Medlem af IUCN Danmark  
Sekretær for Det Grønne Kontaktudvalg  
.....

Danmarks Naturfredningsforening  
Masnedøgade 20, 2100 København Ø  
Tlf.: 39 17 40 00  
Dir.tlf.: 22 27 51 57  
mail: boh@dn.dk  
.....

Vi ta'r naturens parti.  
Støt og meld dig ind på [her](#)



Dato: 14. oktober

Til:

Miljøstyrelsen

[MST@MST.DK](mailto:MST@MST.DK)



Danmarks  
Naturfredningsforening

Masnedøgade 20  
2100 København Ø  
Telefon: 39 17 40 00  
Mail: [dn@dn.dk](mailto:dn@dn.dk)

## **Høring af udkast til revideret vejledning til bkg. Nr. 1995 af 6. december 2018 om udpegning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder samt beskyttelse af visse arter (MST-821-00402)**

Danmarks Naturfredningsforening fremsender her kommentarer til udkastet til revideret vejledning.

### ***Konsekvensvurdering er krævet selvom den relevante bestemmelse måtte mangle i bekendtgørelsen***

Det er vigtigt at være opmærksom på, at vejledningen også har relevans i forhold til de situationer, hvor der ikke er en lovregel herom. Det fremgår af den gældende vejledning i §-gennemgangen, jf. Side 55 (ad § 8-9). I udkastets afsnit "Indledning" (side 6) er dette omtalt men §-gennemgangen er udeladt i udkast til revideret vejledning.

Vi anbefaler at man opretholder afsnittet med §-gennemgangen og også i dette afsnit omtaler at der er en pligt til at sikre en konsekvensvurdering, selvom den relevante § måtte mangle i bekendtgørelsen.

### ***Konsekvensvurdering af LDP ordninger***

Det fremgår af afsnit 4.3, side 28-29, at landdistriktsordninger og LIFE-projekter er undtaget fra kravet om konsekvensvurdering, hvis de anses for at være nødvendige for lokalitetens forvaltning. Det er dog tvivlsomt, om denne fortolkning er i overensstemmelse med EU-retten, hvor en domstolsafgørelse siger, at f.eks. LDP-ordninger ikke er undtaget. Det kan være nok så vigtigt, da der er en del kritik af, om visse landbrugsordninger er for hårdhændede ift. de konkrete naturområder (eks. "græsplæne"-græsning i forbindelse med plejegræsordninger).

### ***Afsnit 4.5.1 om væsentlighed***

Side 32: "Der er således inden for rammerne af reglerne mulighed for at vedtage planer eller gennemføre projekter som medfører en vis negativ påvirkning, hvis blot denne påvirkning kan rummes inden for de naturlige udsving,...".

Denne formulering er elastisk i metermål og virker som en klar lempelse i forhold til den forståelse, der beskrives i afsnittene lige over (udsving normale for arten...). Det er vigtigt, at der ikke åbnes op for sådanne fuldstændigt løse vurderinger, uagtet at der er basis for et større skøn inden for væsentlighedsvurderingen.

#### **Afsnit 4.6.3 Spørgsmålet om brug af bevaringsstatus og vandkvalitetsmål**

Vejledningen henviser til, at hvis en påvirkning holder sig inden for det, der er defineret som tilstandsklasse I og II (gunstig bevaringsstatus), er alt ok. Det er dog vigtigt at fastholde opmærksomhed på, at der er en vis bredde inden for disse tilstandsklasser (et spænd fra toppen af I til bunden af II). *Påvirkningen må ikke have en karakter, så den medfører en nedgang inden for tilstandsklasserne.* Det vil være at betragte som en skade. Tilsvarende gælder for henvisningen til, at hvis man overholder god økologisk tilstand, er man ok i forhold til gunstig bevaringsstatus. Også her er der et vist spænd mellem top og bund af kvalitetsklasserne, så der reelt kan ske en vis påvirkning, hvis der accepteres en tilbagegang inden for tilstandsklassen: Det er ikke i overensstemmelse med habitatdirektivet.

#### **Afsnit 4.6 Konsekvensvurdering**

Side 37: " Der kan i tilfælde af ældre data være behov for at vurdere, om oplysningerne skal opdateres for at kunne afgøre, om f.eks. en art rent faktisk fortsat forekommer i den berørte del af et Natura 2000-område. Der kan ikke fastsættes præcise kriterier for, hvornår data er for gamle, da eksempelvis arternes trofasthed mod givne områder er meget forskellig, *ligesom den naturlige udvikling (f.eks. tilgroning) af et område kan have betydning for, om en art eller naturtype er til stede*".

Det er helt afgørende, at denne formulering ikke giver mulighed for at acceptere skade i situationer, hvor f.eks. mangelfuld opfyldelse af plejeforpligtelser har fået et område til at gro til og en naturtype eller en art til at forsvinde!

Side 38 øverst:

Det giver ikke mening at skrive "kan indeholde". Der vil under alle omstændigheder altid være dot 2 og 3 i spil.

#### **Afsnit 4.6.2 om areal af naturtype**

Der er risiko for en glidebane i at tolke Sweetman-dommen på en måde, så en nedgang i naturtypen på 1 % kan accepteres, da der er risiko for salami-taktik ved gentagne anvendelser af fortolkningen. Det kan diskuteres, om det i forvejen er en noget frisk fortolkning, men formuleringerne i vejledningen bør skærpes med henblik på at undgå misbrug. Overvejelse om at bruge > 0,5 % kriteriet må heller ikke give anledning til, at der accepteres meget store absolute reduktioner/ødelæggelser i et område. F.eks. er 0,5 % af Vadehavet absolut set et meget stort areal, hvilket naturligvis ikke er acceptabelt.

Det er samtidig afgørende, at en påvirkning af bevaringsstatus ikke nedsætter hastigheden i muligheden for at opnå gunstig bevaringsstatus. Det er samtidig vigtigt at være opmærksom på, at selvom et areal af en naturtype eller et levested er stabilt (og dermed i princippet kan give grundlag for overvejelser om at acceptere reduktion), er det ikke ensbetydende med, at status er gunstig.

#### **Afsnit 4.6.4 Erstatningsnatur og afhjælpende foranstaltninger**

Side 42-43

Strandeng nævnes som eksempel på en naturtype, der er let at genskabe. Det er dog ikke tilfældet. Mange strandenge er gamle og har strukturer, der ikke bare uden videre lader sig genskabe.

Der er en diskrepans i afsnittet, hvor tredjesidste afsnit (øverst side 43) siger, at brugen af erstatningsnatur ikke er mulig, men de forudgående afsnit siger noget andet.

## Afsnit 9.3 Yngle og rasteområder for de beskyttede dyrearter

Side 57, dot 3:

Det er vigtigt at være opmærksom på, at yngle- eller rasteområder kan være vigtige for bestandene, selvom der er tale om marginale arealer. Endvidere kan potentielle levesteder i udkanten af en arts udbredelsesområde være vigtigt for artens dynamik.

### **Vejledningens afsnit 9.6.1 "Principper for at træffe afgørelse eller planlægge"**

Under "Princippet om vedvarende økologisk funktionalitet kan øge fleksibiliteten" henvises til princippet i dansk lov under Naturbeskyttelseslovens § 3 om etablering af erstatningsnatur.

Forudsætningen om at opretholde den økologiske funktionalitet mhp at undgå en fravigelses-procedure forudsætter imidlertid netop at der ikke er tale om "erstatningsnatur", men om "afværgenforanstaltninger", som etableres og fungerer før der iværksættes tiltag, der kan skade lokaliteten. Ellers vil der netop være tale om en "fravigelse". Pointen er således, at det er en entydig forudsætning at der som afværgenforanstaltninger **er** etableret andre yngle og rastelokaliteter for bestanden, som sikrer at der til enhver tid er mindst samme tilgængelighed, hvis man ønsker "fleksibilitet" i administrationen af forbuddet.

Forudsætningen er meget klart beskrevet i EU Kommissionens vejledning om bestemmelsen, afsnit II.3.4d)

*Summary: Measures that ensure the continued ecological functionality of a breeding site/resting place in the case of projects/activities with a possible impact on such sites/places must have the character of **mitigation** measures (i.e. measures minimising or even cancelling out the negative impact), but may also include measures that actively improve or manage a certain breeding site / resting place in such a way that it does not — **at any time** — suffer from a reduction or loss of ecological functionality. As long as this precondition is fulfilled and such processes are controlled and monitored by the competent authorities, there is no need for recourse to Article 16.*

Derfor er sammenligningen med princippet om udlægning af erstatningsnatur efter naturbeskyttelseslovens § 3 ikke relevant, da denne danske bestemmelse ikke forudsætter at afværgenforanstaltninger eller erstatningsnatur er iværksat og fungerende, før skadelige tiltag iværksættes.

Det er helt afgørende at afsnittet præciserer forudsætningen.

### **Gennemgang af de enkelte §§ i bekendtgørelsen**

Dette afsnit fremgår af den gældende vejledning og indeholder vigtige elementer til fortolkning af de enkelte bestemmelser. Afsnittet bør bibeholdes eller indarbejdes i hovedteksten.

Med venlig hilsen



Bo Håkansson  
[boh@dn.dk](mailto:boh@dn.dk)



**From:** Karen Post  
**Sent:** Mon, 21 Oct 2019 19:40:43 +0000  
**To:** MST Miljøstyrelsens hovedpostkasse  
**Cc:** Sepideh Bashari;hoering  
**Subject:** Vedr. Høring til revideret vejledning til habitatbekendtgørelsen - j.nr MST-821-00402

Hermed fremsendes høringssvar fra Landbrug & Fødevarer til udkast til revideret Vejledning til bekendtgørelse nr. 1595 af 6. december 2018 om udpegning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder samt beskyttelse af visse arter. J.nr. MST-821-00402.

Landbrug & Fødevarer skal samtidig takke for muligheden for udsættelse af høringsfristen.

Venlig hilsen

**Karen Post**  
Chefkonsulent  
Vand & Natur  
Landbrug & Fødevarer

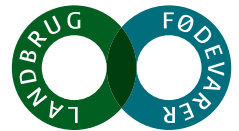
T +45 3339 4652 | M +45 2299 8483 | E [kpo@lf.dk](mailto:kpo@lf.dk)

---

**Landbrug & Fødevarer FmbA**  
Axelborg, Axeltorv 3 · DK-1609 København V  
[www.lf.dk](http://www.lf.dk)

Det danske fødevarerhverv har en vision om at være klimaneutralt i 2050. Sammen med vores medlemmer fra landbruget, fødevare- og agroindustrien, vil vi vise, at der findes en økonomisk bæredygtig vej til en klimaneutral fødevareproduktion. Som repræsentant for hele fødevareklyngen med 186.000 beskæftigede og en årlig eksport på 162 milliarder kroner, repræsenterer vi en værdikæde med tyngde og vilje til at finde løsninger på verdens klimaudfordringer i tæt samspil med resten af Danmark.

---



Miljø- og Fødevareministeriet  
Miljøstyrelsen  
Arter og Naturbeskyttelse  
Att.: Sepideh Bashari  
Mst@mst.dk

**Landbrug & Fødevarer FmbA**

Axelborg, Axeltorv 3  
DK 1609 København V  
T +45 3339 4000  
F +45 3339 4141  
E info@lf.dk  
W www.lf.dk  
CVR DK 25 52 95 29

**Høring – udkast til revideret Vejledning til bekendtgørelse nr. 1595 af 6. december 2018 om udpegning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder samt beskyttelse af visse arter**

Landbrug & Fødevarer har modtaget ovenstående vejledning i høring med frist den 21. oktober 2019. Organisationen har følgende bemærkninger:

Overordnet set finder Landbrug & Fødevarer det afgørende, at den danske implementering og administration af habitat- og fuglebeskyttelsesdirektiverne gennemføres direktivnært og under hensyntagen til relevante domme fra EU-domstolen. Det skal sikres – blandt andet gennem nærværende vejledning –, at der ikke sker en dansk overimplementering af direktivernes bestemmelser. Dette sikres blandt andet ved, at der er fuld overensstemmelse mellem direktivernes formuleringer og formuleringer i bekendtgørelse og vejledning.

Som eksempel på dette kan nævnes formuleringen i habitatdirektivets artikel 6.3 om, at de kompetente nationale myndigheder først kan give deres tilslutning til en plan eller et projekt, når de har sikret sig, at den/det ikke skader lokalitetens integritet.

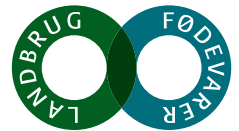
Denne formulering blev korrekt gengivet ved seneste revision af habitatbekendtgørelsen, men der er fortsat flere steder i udkastet til vejledning, hvor formuleringen ikke gengives korrekt (ex side 20, sidste afsnit, side 37, første linje, samt mange andre steder). Udkastet til vejledning bør læses igennem med henblik på at sikre den korrekte formulering.

Det er således afgørende, at der gennem vejledningen lægges op til en administration af de internationale naturbeskyttelsesområder der, under behørig hensyntagen til direktiverne, sikrer, at det fortsat er muligt at drive og udvikle erhvervsmæssige aktiviteter – herunder landbrugsdrift – i og i nærheden af Natura 2000 områderne.

**Afsnit 2.8.4, side 17 - Naturbeskyttelsesloven**

Afsnittet gennemgår de relevante paragraffer i Naturbeskyttelseslovens kapitel 2a. Der er dog ikke nogen omtale af bestemmelserne i § 19g om erstatning i til lodsejer i de tilfælde, hvor kommunerne vælger at benytte nogle af de muligheder for at træffe afgørelser eller give påbud, der fremgår af bestemmelserne i § 19 b eller §§ 19 d-19 f.

Det vil være relevant at nævne § 19g, da erstatningsmuligheden er en central del af den danske implementering af reglerne i habitat- og fuglebeskyttelsesdirektivet.

**Afsnit 2.8.7, side 19 - Husdyrbrugloven**

Ved fx revurdering af en miljøgodkendelse af et husdyrbrug, kan en fortsat drift indebære et krav om efter en årrække at skulle nedbringe ammoniakdepositionen til naturen til det fastlagte beskyttelsesniveau. Der kan således gå op til 30 år før beskyttelsesniveauet er overholdt og i mellem tiden kan naturen blive udsat for uønsket påvirkning.

Der bør i den forbindelse henvises til Naturbeskyttelseslovens mulighed for mod erstatning at foretage indgriben i den eksisterende produktion, hvis det konkret vurderes at den aktuelle belastning kan påvirke naturen. Der henvises endvidere til vejledningens kapitel 7.

**Afsnit 3.2, side 28 – Ændring af områdegrænser**

Det fremgår af afsnittet, at ændring af et udpeget habitatområde skal godkendes af EU-kommissionen. Det bør tilsvarende fremgå, hvad proceduren er for ændring af et fuglebeskyttelsesområde.

**Afsnit 3.3. - side 26 Justering af udpegningsgrundlag (særligt fodnote 77)**

Der henvises i note 77 til Dragaggi-dommen (C-177/03) uden nærmere angivelse af hvilken præmis.

Da Dragaggi-dommen handler om udpegning af lokaliteter af fællesskabsbetydning, og afsnit 3.3 i vejledningen handler om justering af udpegningsgrundlag, kan der stilles spørgsmålstejn ved relevansen af henvisningen til dommen.

Herudover er der efter Landbrug & Fødevarer opfattelse en vis uklarhed forbundet med fortolkningen af de relevante præmisser 25, 26 og 29, i det der forekommer at være en modstrid mellem præmis 25 og præmisserne 26 og 29 (se nedenfor – L&F's understregning). På den ene side skal medlemsstaterne træffe beskyttelsesforanstaltninger, der er egnede til at sikre områdets økologiske interesser, men der står omvendt også, at bevaringsforanstaltninger først er påkrævet, når lokaliteten er udvalgt og vedtaget af Kommissionen i henhold til proceduren efter direktivets artikel 21.

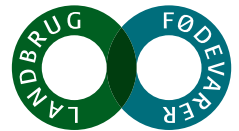
Hvis henvisningen til dommen fortsat vurderes relevant, kan det derfor overvejes at gøre rede for indholdet i og betydningen af de nævnte præmisser.

Præmis 25:

*"Det følger således af ovenstående, at direktivets artikel 4, stk. 5, skal fortolkes således, at bevaringsforanstaltninger som fastsat i direktivets artikel 6, stk. 2-4, kun er påkrævet i forhold til lokaliteter, som i overensstemmelse med direktivets artikel 4, stk. 2, tredje afsnit, er opført på den liste over lokaliteter, der er udvalgt som lokaliteter af fællesskabsbetydning og vedtaget af Kommissionen i henhold til proceduren efter direktivets artikel 21."*

Præmis 26:

*"Heraf følger imidlertid ikke, at medlemsstaterne ikke skal beskytte lokaliteterne fra det tidspunkt, hvor de i medfør af direktivets artikel 4, stk. 1, foreslår dem som lokaliteter af fællesskabsbetydning på den nationale liste, der tilsendes Kommissionen."*



Præmis 29:

*"Det kan derfor fastslås, at hvad angår områder, der kan udpeges som lokaliteter af fællesskabsbetydning og er nævnt på de nationale lister, der tilsendes Kommissionen, og hvorpå navnlig kan opføres lokaliteter med prioriterede naturtyper eller prioriterede arter, er medlemsstaterne i medfør af direktivet forpligtet til at træffe beskyttelsesforanstaltninger, der er egnede til at sikre denne økologiske interesse."*

#### **Afsnit 4.2, side 27 – Oversigt over vurderinger af planer og projekter efter habitatbekendtgørelsens § 6**

Formuleringen nederst på siden bør ændres, så der er overensstemmelse med denne og formuleringerne i habitatbekendtgørelsens § 6.

Habitatbekendtgørelsens § 6, stk. 2, sidste punktum lyder:

*Viser vurderingen, at projektet vil skade det internationale naturbeskyttelsesområdes integritet, kan der ikke meddeles tilladelse, dispensation eller godkendelse til det ansøgte.*

I udkastet til vejledningen står:

*Hvis det vurderes, at en væsentlig påvirkning af Natura 2000-området kan udelukkes, der sagen kunne behandles videre efter øvrig relevant lovgivning.*

Der er således efter Landbrug & Fødevarers opfattelse forskel på den nuværende formulering i udkastet til vejledning og formuleringen i habitatbekendtgørelsen. Med formuleringen om, at "væsentlig påvirkning af Natura 2000-områder kan udelukkes" mangler både henvisningen til områdets integritet samtidig med, at der lægges op til en omvendt bevisførelse således at skade skal udelukkes i stedet for at skade skal påvises.

Med den fortolkning, der lægges op til i vejledningen, vil det kunne medføre en situation, hvor det kan blive endog meget vanskeligt at for en ansøger at løfte kravet om, at skade skal kunne udelukkes.

#### **Afsnit 4.3.2.1, side 30 – Særligt om fornyelse af tidsbegrænsede tilladelser og godkendelser m.v.**

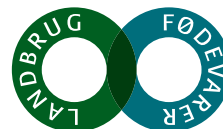
I forbindelse med omtalen af Naturklagenævnets afgørelse af 26. juni 2006 om stadfæstelse af Nordjyllands Amts afslag på ansøgning om fortsat råstofindvinding kunne det med fordel nævnes, at afgørelsen blev anket til offentlig domstol, der fastslog, at der med afslaget var tale om ekspropriation.

I samme forbindelse bør Naturbeskyttelseslovens mulighed for erstatning (§ 19g - se bemærkninger til afsnit 2.8.8) nævnes.

#### **Afsnit 4.5, Side 31 - Væsentlighedsvurdering**

Det centrale i henhold til EU-Domstolens praksis, jf. "Hjertemuslingedommen" (C-127/02) er, om det ud fra et videnskabeligt synspunkt uden tvivl kan fastslås, at projektet ikke vil medføre skade på lokalitetens integritet set i forhold til bevaringsmålsætningen herfor. Det er således ikke enhver påvirkning eller risiko for påvirkning af et Natura 2000-område, der kan medføre afslag på det pågældende projekt eller den pågældende plan.

Dette fremgår af Hjertemuslingedommens præmis 46-48:



*"Som det fremgår af habitatdirektivets artikel 6, stk. 3, første punktum, sammenholdt med tiende betragtning til direktivet, hænger væsentligheden af den virkning, som en plan eller et projekt, der ikke er direkte forbundet med eller nødvendig for lokalitetens forvaltning, har på en lokalitet, sammen med bevaringsmålsætningen for lokaliteten. Når en sådan plan eller et sådant projekt ikke risikerer at skade bevaringsmålsætningen for en lokalitet, selv om den/det har en virkning derpå, kan planen eller projektet ikke anses for at kunne påvirke den omhandlede lokalitet væsentligt. "*

Som fremhævet i indledningen af dette høringssvar er der flere steder i vejledningen, hvor det ikke tilstrækkeligt tydeligt fremgår, at det er lokalitetens integritet, der ikke må skades. Der bør derfor ske konsekvensrettelser af dette alle relevante steder i vejledningen, således at det gengives korrekt.

Herud over er det også værd at bemærke, at der er en nuanceforskel i den danske måde at beskrive forholdet på i vejledningen. Der står i Europa-Kommissionens guidelines, afsnit 3.5.1, side 43<sup>1</sup>, at en sandsynlighed for væsentlige virkninger forekommer, hvis væsentlige virkninger på lokaliteten ikke kan udelukkes (understreget her). I Hjertemuslingedommens præmis 45 står der, at "Proceduren i artikel 6, stk. 3, udløses ikke af vished men af sandsynligheden for væsentlige virkninger, der følger af planer og projekter, uanset om de er beliggende i eller uden for et beskyttet område. En sådan sandsynlighed forekommer, hvis væsentlige virkninger på lokaliteten ikke kan udelukkes" (understreget her)

I Hjertemuslingedommen og i Europa-Kommissionens vejledning fra efteråret 2018 er det afgørende således "hvis væsentlige virkninger på lokaliteten ikke kan udelukkes", men omvendt står der i den danske vejledning, at man "skal kunne udelukke, at en plan eller et projekt påvirker et Natura 2000-område væsentligt". Det er ikke den samme måde at beskrive det på, og det medfører en risiko for en for snæver tolkning.

Der er flere steder i vejledningen, hvor der på samme måde ikke er fuld overensstemmelse mellem formuleringerne på dette punkt, og der bør derfor foretages korrekturrettelser alle de relevante steder i vejledningen.

#### **Afsnit 4.5.1, side 32 – Om væsentlighed**

De nærmere præmishenvisninger mangler i note 99 på side 32. Det følger af Sweetman-dommens præmis 46, at:

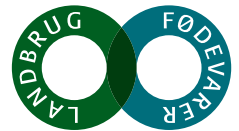
*"Hvis den nationale kompetente myndighed efter en passende vurdering af virkningerne af en plan eller et projekt på en lokalitet i henhold til habitatdirektivets artikel 6, stk. 3, første punktum, således konkluderer, at planen eller projektet medfører et varigt og uopretteligt tab af hele eller en del af en prioriteret naturtype (understreget her), hvis bevaring har ligget til grund for udpegelsen af lokaliteten med henblik på optagelse på listen over lokaliteter af fællesskabsbetydning, må planen eller projektet anses for at skade den pågældende lokalitets integritet."*

Der er således ikke efter Landbrug & Fødevarer opfattelse overensstemmelse mellem dette og formuleringen på vejledningens side 32 om, at "selv en meget lille, men varig reduktion ....er at betragte som en skade på et Natura 2000 områders integritet".

Se endvidere bemærkningerne til afsnit 4.6.2, side 40.

---

<sup>1</sup> Meddelelse fra Kommissionen om Forvaltning af Natura 2000-lokaliteter, Bestemmelserne i artikel 6 i habitatdirektivet 92/43/EØF af 21.11.2018, C(2018) 7621 final



#### Afsnit 4.6., side 36 - Konsekvensvurdering (vedr. forsigtighedsprincippet)

Den præjudicielle afgørelse, der henvises til, vedrører hasteforanstaltninger mod bovin spongiform encephalopati (herefter kogalskab) i maj 1998, hvor EU-Domstolen skulle tage stilling til, om Kommissionen ved overfor UK at have indført et fuldstændigt forbud mod eksport af kvæg, oksekød og afledte produkter *i afventning af mere præcise videnskabelige oplysninger* havde forbrudt sig mod proportionalitetsprincippet og/eller magtfordrejningsprincippet.

Det er for Landbrug & Fødevarer ikke klart, hvorfor og hvordan præmisserne i den afgørelse kan være relevante at henvise til i vejledningen. I denne præjudicielle afgørelse vedrørende hasteforanstaltninger mod kogalskab præmis 63, som er den præmis, der henvises til under vejledningens note 105, står der følgende:

*"Når der er usikkerhed med hensyn til, om og i givet fald i hvilket omfang der er risiko for menneskers sundhed, må institutionerne kunne træffe beskyttelsesforanstaltninger uden at afvente, at det fuldt ud påvises, at der er en risiko, og hvilket omfang denne har"*

Nok gælder der et forsigtighedsprincip på miljøområdet i henhold til TEUF artikel 191, stk. 2, og nok er beskyttelsen af menneskers sundhed er et af Fællesskabets mål på miljøområdet, jf. artikel 191, stk. 1, men der er for Landbrug & Fødevarer at se ikke sammenhæng mellem den nævnte præmis i Kogalskabsafgørelsen og de beskyttelseshensyn, der varetages i henhold til habitatdirektivet, nemlig beskyttelsen af et sammenhængende europæisk økologisk net af særlige bevaringsområder, hvorfor henvisningen til netop afgørelse C-157/96 forekommer uhensigtsmæssig.

#### Afsnit 4.6, side 37 – Konsekvensvurdering

Det fremgår, at påvirkningen naturtyperne skal vurderes ud fra en række forhold – herunder naturtypernes funktion som spredningskorridorer eller lign.

I den forbindelse kan henvises til, at nyeste videnskabelige forskning ikke kan underbygge en positiv effekt af naturtyper som spredningskorridorer. Nogle gange kan små og smalle naturforekomster være decideret negative fordi randeffekter mm. byder på et fjendtligt miljø. Ordvalget er derfor lidt uheldigt, hvis ikke det nuanceres. Der kunne anvendes begreb som "buffervirkning" "potentiale for udvidelse" i stedet.

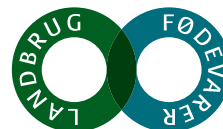
#### Afsnit 4.6.1, side 38 - Skadesbegrebet og områdets integritet

Det fremgår af habitatdirektivets artikel 6, stk. 3, at der kun kan gives tilladelse til en plan eller et projekt, når den/det ikke skader "lokalitetens integritet". Det afgørende i henhold til direktivet er ikke om et projekt eller en plan skader et Natura 2000 område, men om *lokalitetens/områdets integritet* skades. Derfor er ordvalget i vejledningen væsentlig.

Det følger af i Europa-Kommissionens guidelines, afsnit 3.6.4, side 49<sup>2</sup>, at

*"Det fremgår tydeligt af sammenhængen og formålet med direktivet, at "lokalitetens integritet" vedrører lokalitetens bevaringsmålsætninger (jf. punkt 4.6.3). Det kan for eksempel forekomme, at en plan eller et projekt kun vil have en negativ indvirkning på lokaliteten i en visuel forstand eller kun vil påvirke naturtyper og arter, der ikke er opført i bilag I eller bilag II, for hvilke lokaliteten er udpeget. I sådanne tilfælde er der ikke tale om en skadelig virkning for så vidt angår artikel 6, stk. 3."*

<sup>2</sup> Jf. note 1



Derfor skal der i afsnit 5 på side 39 efter begrebet "område" i 2. og 4. sætning, tilføjes begrebet "integritet". Der er væsentligt, at man i vejledningen konsekvent fastholder, at der skal stå "ikke skade på et områdes integritet" fremfor "ikke skade på et område". Der skal ske konsekvensrettelser flere andre steder i vejledningen, f.eks. under afsnit 2.9.1.2., hvor begrebet "integritet" ligeledes er udeladt.

Det er ikke enhver påvirkning eller risiko for påvirkning af et Natura 2000-område, der kan medføre afslag på det pågældende projekt eller den pågældende plan. Den retningsgivende praksis fra EU-Domstolen omfatter ikke alene Sweetman-dommen (C-258/11 som anført i noterne 111-113. F.eks. nævnes også "lokalitetens integritet" i C-521/12 (Biels-dommen) og i C-399/14 (Grüne Liga-dommen).

Det følger af Europa-Kommissionens vejlednings afsnit 3.6.4.<sup>3</sup>, at "Lokalitetens integritet omfatter dens grundlæggende kendetegn og økologiske funktioner. Beslutningen om, hvorvidt den er negativt berørt, bør fokusere på og være begrænset til de naturtyper og arter, for hvilke lokaliteten er udpeget, og lokalitetens bevaringsmålsætninger."

#### **Afsnit 4.6.2, side 40 – Areal af naturtype eller levested**

På side 40, 6. afsnit henvises der igen til Sweetman-dommen, mere specifikt til, at det (generelt) kan udledes af dommen, at en permanent ødelæggelse af 0,5 pct. af en prioriteret naturtypes udbredelse inden for et Natura 2000-område i sig selv vil være i strid med den overordnede bevaringsmålsætning, da det medfører en uacceptabel reduktion af arealet.

Landbrug & Fødevarer er ikke enig i, at man ud fra dommen på den måde generelt kan opstille et generelt afskæringskriterium på 0,5 pct., og derved sætte det konkrete skøn på en formel. Det skal altid bero på en konkret vurdering, jf. også Sweetman-dommens præmis 46, hvorefter den nationale myndighed stadig (selv her, hvor det ligger fast, at 0,5 % (1.47 ha ud af 85 ha) vil gå tabt, jf. præmis 12) konkret skal foretage en passende vurdering af virkningerne af, hvorvidt planen eller projektet medfører et varigt og uopretteligt tab af hele eller en del af en prioriteret naturtype.

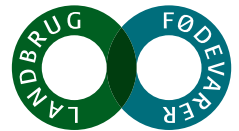
#### **Afsnit 4.8.2, side 44 – Bevaringsmålsætninger for Natura 2000-området og gunstig bevaringsstatus**

Teksten rummer en forkert oversættelse, med central betydning, da der skulle have stået "typiske" arter. I den danske oversættelse af direktivet og i habitatbekendtgørelsen står der ganske vist karakteristiske, mens der i den engelske står "typical", og der er en vis forskel i betydningen af de to ord. De "karakteristiske" arter er arter, hvis tilstedeværelse viser, at et areal med meget stor sandsynlighed hører til den relevante naturtype, idet forskning i naturtyper har vist, at disse arter er snævre i deres forekomst, og altså kun eller især træffes i den naturtype, som de er karakteristisk art for.

De "typiske" arter, er arter medlemsstaterne selv har frihed til at identificere for de enkelte naturtyper under hensyntagen til den naturlige variationsbredde af naturtyperne i EU og lokale særkender. Det anbefales, at typiske arter, er arter der er gode indikatorer for god habitatkvalitet, arter, som kun findes i habitattypen eller som forekommer bredt over habitattypens udbredelsesområde. Typiske arter skal være følsomme over for ændringer i habitattypens betingelser. Karakteristisk arter kan anvendes som typiske arter, hvis de lever op til disse kriterier, se mere i [EU's Artikel 17 afrapporteringsguide](#).

---

<sup>3</sup> Jf. note 1



Der er således ikke nødvendigvis sammenfald med "karakteristiske" arter i habitatbeskrivelserne og "karakteristiske" arter i beskrivelserne af kriterier for gunstig bevaringsstatus i den danske oversættelse af kriterierne for gunstig bevaringsstatus.

#### **Afsnit 4.8.3, side 45 – Undersøgelser skal foretages på et relevant tidspunkt**

Det fremgår at forekomst af fx padder skal undersøges i den del af året, hvor arterne er aktive.

Selvom dette af indlysende årsager i langt de fleste tilfælde vil være at foretrække, bør det nævnes at i princippet muligt at undersøge for padder ved hjælp af såkaldt eDNA. Det er muligvis mere omkostningstungt, men et vigtigt alternativ til udskydelse af planer og projekter som følge af evt. udskydelse af undersøgelser. Dog bør sådanne omkostninger ikke kunne pålægges lodsejer.

#### **Afsnit 9.1, side 53 – Fravigelser og klage**

Som tidligere skal Landbrug & Fødevarer efterlyse den præcise hjemmel for formuleringerne i habitatbekendtgørelsens § 10, idet der med formuleringen om, at der ikke kan gives tilladelse, dispensation, godkendelse mv., efter vores opfattelse er tale om en national dansk opstramning af reglerne, der ikke kan genfindes i direktivet.

Dette skal blandt andet ses i forhold til undtagelserne til beskyttelsen i direktivets artikel 16, samt præmissen om at det er den økologiske funktionalitet for arten, der skal opretholdes og ikke nødvendigvis det enkelte yngle- eller rasteområde.

#### **Afsnit 9.6.1, side 64 – Princippet om vedvarende økologisk funktionalitet kan øge fleksibiliteten**

I sidste afsnit omtales brugen af erstatningsnatur i forbindelse med administration af Naturbeskyttelseslovens § 3. Det fremstår i teksten som om, der som hovedregel kan gives dispensation for beskyttelsen i § 3 mod udlægning af erstatningsområder. Dette er dog langt fra tilfældet og teksten bør justeres i overensstemmelse med gældende praksis.

Forskellen på "yngle- og rasteområder" og "ynglelokaliteter" og betydningen af de to forskellige udtryk fremgår ikke klart af vejledningen. Dette bør præciseres, idet der er eksempler på sager, hvor der kan være mistanke om, at disse to begreber blandes sammen.

Med venlig hilsen

**Karen Post**  
Chefkonsulent

Vand og Natur

D +45 33 39 46 52  
M + 45 22 99 84 83  
E kpo@if.dk



**From:** Lisbeth Jess Plesner  
**Sent:** Mon, 21 Oct 2019 17:32:17 +0000  
**To:** MST Miljøstyrelsens hovedpostkasse  
**Cc:** Sepideh Bashari  
**Subject:** MST-821-00402 HØRING - Udkast til vejledning til habitatbekendtgørelsen

Kære Sepideh

Se venligst vedlagte høringssvar fra Dansk Akvakultur.

Må vi for god ordens skyld bede om kvittering for modtagelse.

Venlig hilsen

**Lisbeth Jess Plesner**

Chefkonsulent / Chief Adviser

Dansk Akvakultur

Mobil +45 2282 8702

---

**Dansk Akvakultur**

Agro Food Park 15, DK-8200 Aarhus [www.danskakvakultur.dk](http://www.danskakvakultur.dk)

Dansk Akvakultur repræsenterer det samlede opdrætserhverv for fisk og skaldyr. Med en eksport på ca. 1,5 mia. kr. bidrager vores medlemmer positivt til dansk økonomi og beskæftigelse – primært i landdistrikterne. Vores målsætning er at fremme bæredygtig vækst og produktion af gode og sunde akvakulturprodukter. Det gør vi ved at sikre bedre rammevilkår og synliggøre akvakulturerhvervets værdi for samfundet.

---

Miljø- og Fødevareministeriet  
Miljøstyrelsen  
Arter og Naturbeskyttelse  
att. Sepideh Bashari  
mst@mst.dk

Aarhus, den 21. oktober 2019

**Sagsnr. MST-821-00402. Høring af udkast til revideret vejledning til bekendtgørelse nr. 1595 af 6.12.18 om udpegning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder samt beskyttelse af visse arter**

Dansk Akvakultur takker for modtaget udkast til vejledning samt muligheden for indsendelse af bemærkninger med svarfrist 21. oktober 2019. Vi har flg. bemærkninger.

En af hensigterne med fornyelse af habitatvejledningen er ifølge vækstplan for akvakultur<sup>1</sup> at imødegå, at klagenævnet hjemviser eller ophæver en stor del af sagerne om dambrug og havbrug, hvilket bl.a. vil indebære en ajourføring af retspraksis på hav- og dambrugsområdet.

Vækstplan for akvakultur:

*"Habitatdirektivet og akvakultur. Natur- og Miljøklagenævnet har i en række sager om hav- og dambrug hjemvist eller ophævet miljøgodkendelser til dam- og havbrug. For at imødegå dette revideres habitatvejledningen, hvilket bl.a. vil indebære en ajourføring af retspraksis på hav- og dambrugsområdet."*

Dansk Akvakultur finder det afgørende, at implementering og administration af habitat- og fuglebeskyttelsesdirektiverne gennemføres direktivnært og med hensyn til relevante EU-domme, således at der ikke sker en overimplementering af direktiverne. Det skal derfor sikres, at der er fuld overensstemmelse mellem direktivernes formuleringer og formuleringerne i bekendtgørelsen og vejledningen.

Vi har noteres os, at der i den nyeste habitatbekendtgørelse<sup>2</sup> fra december 2018, er gjort op med den "overimplementering", vi oplevede i den tidligere habitatbekendtgørelse<sup>3</sup>.

For at undgå, at denne "overimplementering" videreføres i den kommende vejledning, skal det klart fremgå af vejledningen, at direktivets krav er "ingen skade på et habitatområdes integritet", fremfor "ingen skade på et habitatområde". Derudover skal der ved henvisning til nationale afgørelser

---

<sup>1</sup> Miljø- og Fødevareministeriet. Dansk akvakultur i vækst. juli 2016.

<sup>2</sup> Bekendtgørelse om udpegning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder samt beskyttelse af visse arter (habitatbekendtgørelsen) nr. 1595 af 06.12.2018,

<sup>3</sup> Habitatbekendtgørelsen nr. 188 af 26.02.2016. § 6 Stk. 2. *Hvis myndigheden vurderer, at projektet kan påvirke et Natura 2000-område væsentligt, skal der foretages en nærmere konsekvensvurdering af projektets virkninger på Natura 2000-området under hensyn til bevaringsmålsætningen for det pågældende område. Viser vurderingen, at projektet vil skade det internationale naturbeskyttelsesområde, kan der ikke meddeles tilladelse, dispensation eller godkendelse til det ansøgte.*

vurderes, om den daværende overimplementering havde indflydelse på disse afgørelser, og om afgørelserne er anvendelige i forhold til administrationen af den nuværende habitatbekendtgørelse.

Der skal således gøres op med den tilnærmelsesvis "0-tolerance", som vi har oplevet i tidligere sager f.eks. i afgørelsen om revurdering af miljøgodkendelse af Onsevig Havbrug<sup>4</sup>, hvor Miljø- og Fødevareklagenævnet omgjorde Miljøstyrelsen afgørelse, idet klagenævnet fandt, at det ikke kunne udelukkes, at der kan ske en påvirkning på et habitatområde. Dette på trods af at det omhandlende havbrug ikke er beliggende i et habitatområde, og at sandsynligheden for at havbruget vil medføre en effekt ind i nogle af de omhandlende habitatområder og dermed kan medføre en påvirkning er yderst begrænset. I Miljø- og Fødevareklagenævnet afgørelsen om Onsevig Havbrug fremgår:

*"Viser konsekvensvurderingen, at projektet vil skade Natura 2000-området, kan der som udgangspunkt ikke meddeles godkendelse til det ansøgte, jf. habitatbekendtgørelsens § 6, stk. 2, 2. pkt."*<sup>5</sup>

Tilsvarende ses i det daværende klagenævns afgørelse om Endelave Havbrug, i forhold til den udarbejdede habitatkonsekvensvurdering:

*"Kombinationsnævnet har vurderet, at det ikke på tilstrækkeligt videnskabeligt grundlag er dokumenteret, at etablering af Endelave Havbrug ikke kan skade Natura 2000-område nr. 56. Der er også givet en VVM-tilladelse til Endelave Havbrug. I afgørelsen ophæves også VVM-tilladelsen, fordi den bygger på det samme grundlag, som vurderingen i forhold til Natura 2000-området."*

Det er afgørende, at der lægges op til en direktivnær administration af de internationale naturbeskyttelsesområder, der samtidigt sikre mulighed for fortsat drift og udvikling af akvakultur i og i tilknytning til Natura 2000-områder.

Vi opfordrer derfor til, at vejledningen bliver direktivnær og operativ, med klare retningslinjer for hvordan hhv. habitatscreeninger og habitatvurderinger mm. skal foretages, således at fortsat hjemvisning og ophævelse af dambrugs- og havbrugsager imødegås jf. hensigten i Vækstplan for akvakultur.

### **2.8.1. Fiskeriloven, side 17**

Rekreativt fiskeri bør tilføjes sammen med akvakultur.

### **2.9.1. Forholdet til reglerne om miljøvurdering af konkrete projekter (VVM), side 20**

Teksten skal ændres fra *"..., hvis planen eller projektet kan skade et Natura 2000-område eller..."* til f.eks.: *"..., hvis planen eller projektet kan skade et Natura 2000-områdes integritet eller"*.

Som nævnt, skal det klart fremgå, at kravet er "ikke skade på et områdes integritet" fremfor "ikke skade på et område", da det kan medføre misforståelser og i værste fald overfortolkninger.

Som nævnt skal det konsekvensrettes alle tilsvarende steder i vejledningen.

---

<sup>4</sup> Miljø- og Fødevareklagenævnet. Afgørelse om Onsevig Havbrug af 13. marts 2018.

<sup>5</sup> Miljø- og Fødevareklagenævnet. Afgørelse om Onsevig Havbrug af 13. marts 2018. s 32.

#### 4.2. Oversigt over vurderinger af planer og projekter efter habitatbekendtgørelsens § 6, side 27

Af udkast til vejledning fremgår (side 27 nederst):

*"Hvis det vurderes, at en væsentlig påvirkning af Natura 2000-området kan udelukkes, vil sagen kunne behandles videre efter øvrig lovgivning".*

Teksten skal ændres, så den følger habitatbekendtgørelsen, så der ikke bliver stillet krav til omvendt bevisbyrde samt at "integritet" medtages. Habitatbekendtgørelsens § 6 stk. 2 sidste punktum:

*"Viser vurderingen, at projektet vil skade det internationale naturbeskyttelsesområdes integritet, kan der ikke meddeles tilladelse, dispensation eller godkendelse til det ansøgte. "*

Teksten i vejledningen kan f.eks. ændres til:

*"Hvis det vurderes, at projektet vil skade det internationale naturbeskyttelsesområdes integritet, kan der ikke meddeles tilladelse, dispensation eller godkendelse til det ansøgte."*

Det følger hverken habitatbekendtgørelsen eller hensigten i direktivet, at indsætte et krav i vejledningen om, at skade skal kunne udelukkes, da det kan medføre et krav om omvendt bevisbyrde samt ikke mindst risiko for, at det reelt kan blive gjort umuligt for en ansøger at løfte dokumentationskravet.

Ovenstående bør konsekvensrettes tilsvarende steder i vejledningen.

#### Punkt 4.5. Væsentlighedsvurdering, side 31

Det centrale i EU-domstolens praksis er, om det ud fra et videnskabeligt synspunkt uden tvivl kan fastslås, at projektet ikke vil medføre skade på lokalitetens integritet set i forhold til bevaringsmålsætningerne herfor, og der er således ikke tale om, at skade skal kunne udelukkes, men i stedet at skade skal kunne påvises. Det er således ikke enhver skade, der vil kunne medføre et afslag på det pågældende projekt jf. Muslingedommens præmis 46-48<sup>6</sup>.

Det foreslås, at den nyere dom C-323/17 <sup>7</sup> medtages, da EU-domstolen i dommen netop præciserer forhold mht. væsentlighedsvurdering i habitatdirektivets art. 6.3. F.eks. kan medtages, at forpligtigelsen til at foretage en væsentlighedsvurdering er, at planen eller projektet skal kunne påvirke

---

<sup>6</sup> C-127/02

<sup>7</sup> C-323/17 af 12.04.18 (vedr. nedlæggelse af kabler i Irland).

lokaliteten væsentligt, samt at der i screeningsfasen ikke skal foretages en fuldstændig og præcis analyse jf. dommen præmis 32<sup>8</sup> og 35<sup>9</sup>.

#### **(Side 32)**

Der mangler præmishenvisninger i note 99 vedr. Sweetman-dommen. Derudover er det vores vurdering, at dommen ikke er korrekt gengivet og fortolket.

Således er et *"varigt og uopretteligt tab af en prioriteret naturtype"*, som anvendt i Sweetman-dommen, bestemt ikke det samme som *"lille men varig skade"*, som anvendes i udkastet med reference til Sweetman. Evt. kan dommens præmis 46 medtages for at undgå misforståelser.

*"Hvis den nationale kompetente myndighed efter en passende vurdering af virkningerne af en plan eller et projekt på en lokalitet i henhold til habitatdirektivets artikel 6, stk. 3, første punktum, således konkluderer, at planen eller projektet medfører et varigt og uopretteligt tab af hele eller en del af en prioriteret naturtype, hvis bevaring har ligget til grund for udpegelsen af lokaliteten med henblik på optagelse på listen over lokaliteter af fællesskabsbetydning, må planen eller projektet anses for at skade den pågældende lokalitets integritet."*<sup>10</sup>

#### **(Side 35 nederst)**

Det fremgår, at modeller kan anvendes som en del af vurderingen af, om udledninger fra et nyt havbrug kan påvirke miljøforholdene i recipienten. I forlængelse af dette bør vejledningen angive, hvad en vurdering så yderligere skal bestå af.

#### **4.6. Konsekvensvurdering, vedr. forsigtighedsprincippet, side 36**

Der henvises til en præjudiciel afgørelse fra EU-domstolen vedrørende hasteforanstaltninger til beskyttelse af kogalskab og risiko for menneskers sundhed fra 1998<sup>11</sup>. Vi har vanskeligt ved at se, hvorfor Miljøstyrelsen har fundet denne doms præmisser så relevante, at de er medtaget direkte uden yderligere bemærkninger i habitatvejledningen. I præmis 63 i dommen fremgår:

*"Når der er usikkerhed med hensyn til, om og i givet fald i hvilket omfang der er risiko for menneskers sundhed, må institutionerne kunne træffe beskyttelsesforanstaltninger uden at afvente, at det fuldt ud påvises, at der er en risiko, og hvilket omfang denne har."*

---

<sup>8</sup> C-323/17, præmis 32: Artikel 6, stk. 3, i habitatdirektivet fastsætter klart, at forpligtelsen til at foretage en vurdering afhænger af, om følgende to kumulative betingelser er opfyldt: Den pågældende plan eller det pågældende projekt må ikke være forbundet med eller nødvendig for lokalitetens forvaltning, og planen eller projektet skal kunne påvirke lokaliteten væsentligt.

<sup>9</sup> C-323/17, præmis 35: Denne konklusion underbygges af det forhold, at der ikke skal foretages en fuldstændig og præcis analyse af foranstaltninger med henblik på at undgå eller reducere væsentlige virkninger på den pågældende lokalitet under screeningsfasen, men netop i forbindelse med selve vurderingen.

<sup>10</sup> C-258/11 præmis 46

<sup>11</sup> C-157/96 præmis 63

Vi finder, at der ikke bør henvises til ovenstående dom, idet der ikke er sammenhæng mellem hensynene i kogalskabsdommen og de beskyttelseshensyn der skal varetages efter habitatdirektivet. Såfremt dommen medtages, skal modsætningerne i dommens præmisser i forhold til hensigten i habitatdirektivet beskrives.

#### **4.6.1 Skadesbegrebet og områdets integritet, side 39, 5. afsnit**

Teksten skal ændres så begrebet "område" ændres til "områdets integritet", hvilket også følger af den i udkastet henviste præmis 40 fra Sweetman-dommen.

#### **4.6.2 Areal af naturtype eller levested, side 40**

I udkastet fremgår, at det kan udledes af Sweetman-dommen, at en permanent ødelæggelse af 0,5 % af en prioriteret naturtypes udbredelse inden for et Natura 2000-område i sig selv vil være i strid med den overordnede bevaringsmålsætning, da det medfører en uacceptabel reduktion af arealet med henvisning til dommens præmis 49, samt at der ud fra dette kan fastsættes en generel regel om, at der ikke må ske en varig reduktion i en prioriteret naturtype, der overstiger 0,5%.

Vi finder, at EU-domstolen ikke tager konkret stilling i den omhandlende sag, men at EU-domstolen besvarer en række præjudicielle spørgsmål, hvorved det netop overlades til den irske højesteret at afgøre, om tilladelsen var forenelig med de kriterier, som EU-dommen beskrev jf. Karnov MAD (min understregning):

*"Hvis myndighederne efter en passende vurdering af konsekvensvurderingen konkluderer, at projektet medfører et varigt og uopretteligt tab af hele eller en del af en prioriteret naturtype, hvis bevaring har ligget til grund for udpegelsen af lokaliteten med henblik på optagelse på listen over lokaliteter af fællesskabsbetydning, kan tilladelse ikke meddeles efter art. 6(3). EUD overlod det herefter til den irske Højesteret at afgøre, om tilladelsen var uforenelig med disse kriterier."*<sup>12</sup>

Ydermere mangler en korrekt henvisning til den beskrevne udledning af dommen, da præmis 49 omhandler sagens omkostninger, og ikke som beskrevet i udkastet!

Der kan således ikke opstilles en generel tærskelværdi på 0,5% i forhold til en tålegrænse for en varig og uopretteligskade på en prioriteret og udpeget naturtype. Der skal foretages et konkret skøn jf. dommens præmis 46 (mine understregninger)<sup>13</sup>:

---

<sup>12</sup> MAD 2013.746EUD-EUDC2011258 (side 1).

<sup>1313</sup> C-258/11, præmis 46

*Hvis den nationale kompetente myndighed efter en passende vurdering af virkningerne af en plan eller et projekt på en lokalitet i henhold til habitatdirektivets artikel 6, stk. 3, første punktum, således konkluderer, at planen eller projektet medfører et varigt og uopretteligt tab af hele eller en del af en prioriteret naturtype, hvis bevaring har ligget til grund for udpegelsen af lokaliteten med henblik på optagelse på listen over lokaliteter af fællesskabsbetydning, må planen eller projektet anses for at skade den pågældende lokalitets integritet.*

Afsnittet samt teksten på side 47 skal ændres i forhold til ovenstående, idet der er ikke grundlag for at opstille et generelt afskæringskriterie på 0,5%.

Det bemærkes, at Sweetman-dommen netop åbner op for, at et projekt kan medføre en vis skade uden at det er en skade på en lokalitets integritet, hvilket bør fremgå af den kommende vejledning.

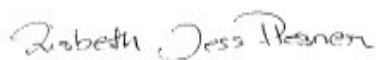
#### **4.6.4. Erstatningsnatur og afhjælpende foranstaltninger, side 42**

I udkastet henvises til et princip om arealreduktion. *"Princippet om, at arealreduktion ikke må finde sted, må i udgangspunktet gælde på samme niveau. "*

Hvis dette såkaldte princip skal medtages, så skal medtages en beskrivelse om princippet og en klar henvisning til princippet i forhold til habitatreglerne. Ellers bør det fjernes.

Med venlig hilsen

Dansk Akvakultur



Lisbeth Jess Plesner

**From:** Anne Eiby  
**Sent:** Mon, 21 Oct 2019 07:55:07 +0000  
**To:** MST Miljøstyrelsens hovedpostkasse  
**Cc:** Sepideh Bashari;Natasja Basler Nykvist  
**Subject:** MST-821-00402 - høringssvar til udkast til vejledning til habitatbekendtgørelsen

Att. Sepdeh Bashari og Natasja Basler Nykvist

Vedlagt COWIs høringssvar til udkast til revideret vejledning til bekendtgørelse nr. 1595 af 6. december 2018 om udpegning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder samt beskyttelse af visse arter.

Med venlig hilsen / Best regards

**Anne Eiby**  
Associate Project Director  
Water and Nature

**COWI**

COWI A/S  
Company Reg. no.: 4462 3528  
Parallelvej 2  
2800 Lyngby  
Denmark

Direct: +45 56 40 27 87  
Phone: +45 56 40 00 00  
Mobile: +45 30 89 37 10  
Email: [ane@cowi.com](mailto:ane@cowi.com)  
Sip: [ane@cowi.com](mailto:ane@cowi.com)  
Website: [www.cowi.dk](http://www.cowi.dk) - [www.cowi.com](http://www.cowi.com)

[LinkedIn](#) [Facebook](#) [Twitter](#)

**Print only if necessary**

This email including attachments, if any, may contain confidential information and is intended solely for the recipient(s) stated above. If you are not the intended recipient please contact the sender by a reply email and delete this email without producing, distributing or retaining copies hereof.

COWI handles personal data as stated in our [Privacy Notice](#).



Miljøstyrelsen  
att. Sepideh Bashari

ADRESSE COWI A/S  
Parallelvej 2  
2800 Kongens Lyngby

TLF +45 56 40 00 00

FAX +45 56 40 99 99

WWW cowi.dk

DATO 11. oktober 2019

SIDE 1/3

REF ANE

PROJEKTNR

Kære Sepideh

## Høringssvar til udkast til vejledning til habitatbekendtgørelsen - MST-821-00402

Tak for en udmærket vejledning.

COWI bemærker og ser det som særdeles positivt, at vejledningen fremhæver den konkrete miljøbeskyttelsesfaglige vurdering som central for Natura 2000-beskyttelsen. Det drejer sig f.eks. om en bagatelgrænse for arealinddragelse af habitatnaturtyper og levesteder, hvor der gives plads til en samlet miljøfaglig vurdering, der uden rimelig videnskabelig tvivl kan udelukke en konflikt med bevaringsmålsætningen og Natura 2000-områdets integritet.

COWI ser nævnte miljøbeskyttelsesfaglige fokus som et væsentligt element i vejledningen og en understregning af hovedsporet for Natura 2000-beskyttelsen, hvor planer og projekter i udgangspunktet bør vælge løsninger og udvikles, så planens eller projektets udformning og gennemførelse med tilstrækkelig sikkerhed ikke er i konflikt med Natura 2000-beskyttelsen.

COWI anbefaler, at vejledningen med henvisning til den påkrævede udtømmende miljøfaglig undersøgelse og prøvelse af nævnte hovedspor endnu tydeligere understreger den tilsigtede meget restriktive adgang til fravigelser.

COWI anbefaler ligeledes, at vejledningen tydeliggør de bagvedliggende europæiske direktivers restriktive adgang til en mulig fravigelse ved at fremhæve den fyldestgørende alternativvurdering som en central forudsætning, hvor såvel 0-alternativet, mulige ikke skadelige alternativer og alternativer med mindst muligt skadevirkning skal undersøges og vurderes ligeværdig. Først herefter kan der i en samlet vurdering, herunder også i betragtning af alternativernes proportionalitet og omkostninger, forelægges et muligt forslag til fravigelse, hvis de krævede samfundsmæssige hensyn er til stede, og der kan gennemføres skadesopvejende kompenserende foranstaltninger.

Den foreliggende vejlednings kapitel 5 om fravigelse af beskyttelsen i Natura 2000 områder efterlader i sin valgte gennemgang af betingelser for fravigelse indtrykket af en direkte adgang til at forelægge forslag til afvigelse, hvis der forekommer bydende nødvendige hensyn til væsentlige samfundsinteresser. Koblet til en i udgangspunktet restriktiv miljøjuridisk ramme for Natura 2000-konsekvensvurderingen inviterer vejledningen måske utilsigtet til at etablere fravigelsesmuligheden som et alternativt hovedspor for Natura 2000-beskyttelsen. En sådan fremadrettet praksis er ikke i overensstemmelse med Natura 2000-beskyttelsens idé og miljøbeskyttelsesfaglige fokus, hvor planer og projekter udvikles inden for Natura 2000-beskyttelsens miljøfaglige rammer, og afvigelser hører til de absolutte undtagelser.

For de marine og især de hydrauliske vurderinger har vi et par konkrete kommentarer i forhold til anvendelse af modeller, hvor vi finder det uheldigt, at der kun nævnes en mulighed, da der dels kan være flere, dels kan den nævnte model være uhensigtsmæssig af forskellige årsager. Jeg vedlægger følgende fra en vores førende hydraulikere vedrørende brug af modeller:

*Afsnit 4.5.2.1, side 45:*

*Det er meget vigtigt, at myndigheden forholder sig ti len kalibrering af modellerne. For at dette krav kan blive substantieret, foreslås det, at det følges op med krav om verifikation ved f.eks. målinger, fly- eller drone-fotografering, el.lign.*

*Der mangler et eksempel på anerkendte modelværktøjer: CORMIX.*

*Vedr havbrug:*

*Følgende passage anses for problematisk: "MIKE3 modellen eller lignende modeller kan anvendes som en del af grundlaget".*

*For det første er det problematisk kun at nævne et eneste kommercielt produkt ved navn.*

*For det andet er netop MIKE3 kontroversiel mht. netop punktudledninger og derfor et uheldigt eksempel.*

*Det er ret vigtigt, at modellen til havbrug og andre punktudledninger kan håndtere nærzoneproblematikken. MIKE modellerne arbejder med celler, der typisk er 10 til 100 m brede, og som antager homogene forhold i hver celle. En punktudledning vil dermed med det samme være fordelt i hele udledningselementet og således være fortyndet for meget. Modellen kan ikke beskrive de processer, der foregår på en mindre længdeskala end celledørrelsen (Subskala-processer).*

*Denne initial fortynding vil ikke "rette sig op" senere i modelleringen og dermed give for store fortyndinger og for lave koncentrationer. Dermed giver MIKE modeller og lignende fortyndinger, der er for store, og dermed resultater til den "usikre side". Denne for miljøet kritiske metode bør erstattes ved at anvende modeltyper og beregningsmetoder, der omfatter de fysiske nærzoneprocesser.*

*Nærzoneproblematikken og MIKE modeller er blevet diskuteret offentligt, f.eks. ved flere Havforskermøder, hvor DHI helt bakker op om, at modellen har begrænsninger ved nærzoneblanding. Et eksempel på en model, der beskriver nærzoneprocesserne, er CORMIX. Det er derfor af yderste vigtighed, at CORMIX medtages i listen over modeller. Derudover bør anvendelse af en MIKE3 model el. lign. altid ledsages med en faglig analyse af nærzoneproblematikken.*

*Beregninger af blandingszoner indgår i en meget stor del af de beregninger, der kræver en tilladelse.*

*Ovenstående gælder dermed ikke kun havbrug, men alle forhold, hvor der indgår nærzoner, f.eks. spildevandsudledninger, kølevandsudledninger, diffuse udledninger fra land, sedimentspild, o.m.m.*

Du er selvfølgelig velkommen til at henvende dig, hvis du har spørgsmål til ovenstående, så kan vi uddybe ved et møde el. lign.

Med venlig hilsen



Anne Eibby  
Direkte 5640 2787  
Mobil 3089 3710  
Mail [ane@cowi.com](mailto:ane@cowi.com)

**From:** Mikael Marstal  
**Sent:** Mon, 21 Oct 2019 09:00:53 +0000  
**To:** MST Miljøstyrelsens hovedpostkasse  
**Cc:** Myndighed; Annebeth Hoffmann  
**Subject:** Sagsnr. MST-821-00402 - HØRING - Udkast til vejledning til habitatbekendtgørelsen  
- att.: Sepideh Bashari og Natasja Basler Nykvist

Kære Miljøstyrelsen.  
Hermed fremsendes Energinets høringssvar.

Venlig hilsen

**Mikael Marstal**  
Jurist  
Myndighedsenheden  
+4526138554  
[myndighed@energinet.dk](mailto:myndighed@energinet.dk)



Energinet  
Tonne Kjærsvej 65  
7000 Fredericia  
[www.energinet.dk](http://www.energinet.dk)

**Energinets Myndighedsenhed er Energinets nye kontaktpunkt for andre myndigheder.**

*Denne e-mail kan indeholde fortrolig information. Hvis du ikke er den rette modtager af denne e-mail, eller hvis du modtager den ved en fejltagelse, beder vi dig venligst informere afsender om fejlen ved at bruge svarfunktionen. Samtidig bedes du slette e-mailen med det samme uden at videresende eller kopiere den.*

---

**Fra:** Natasja Basler Nykvist [<mailto:nabny@mst.dk>]

**Sendt:** 26. august 2019 13:07

**Til:** [info@15junifonden.dk](mailto:info@15junifonden.dk); [92grp@92grp.dk](mailto:92grp@92grp.dk); [Lone.Rosager@maersk.com](mailto:Lone.Rosager@maersk.com); [post@avjf.dk](mailto:post@avjf.dk); [samfund@advokatsamfundet.dk](mailto:samfund@advokatsamfundet.dk); Info-Akademiraadet <[info@akademiraadet.dk](mailto:info@akademiraadet.dk)>; [ae@ae.dk](mailto:ae@ae.dk); [feriefonden@aff.dk](mailto:feriefonden@aff.dk); [mail@arkitektforeningen.dk](mailto:mail@arkitektforeningen.dk); [kaskelot@mail.dk](mailto:kaskelot@mail.dk); [info@byoghavn.dk](mailto:info@byoghavn.dk); [sekretariat@historiskehuse.dk](mailto:sekretariat@historiskehuse.dk); [info@baeredygtigtlandbrug.dk](mailto:info@baeredygtigtlandbrug.dk); [cowi@cowi.dk](mailto:cowi@cowi.dk); [mail@dkfisk.dk](mailto:mail@dkfisk.dk); [dfu@dk-dfu.dk](mailto:dfu@dk-dfu.dk); [dif@dif.dk](mailto:dif@dif.dk); [post@jaegerne.dk](mailto:post@jaegerne.dk); [dmu@dmusport.dk](mailto:dmu@dmusport.dk); [dn@dn.dk](mailto:dn@dn.dk); [info@pelagisk.dk](mailto:info@pelagisk.dk); [post@sportsfiskerforbundet.dk](mailto:post@sportsfiskerforbundet.dk); [kontakt@danmarksvaekstraad.dk](mailto:kontakt@danmarksvaekstraad.dk); [danskakvakultur@danskakvakultur.dk](mailto:danskakvakultur@danskakvakultur.dk); [daff.medlemskontor@live.dk](mailto:daff.medlemskontor@live.dk); [da@da.dk](mailto:da@da.dk); [kontor@botaniskforening.dk](mailto:kontor@botaniskforening.dk); [info@dcu.dk](mailto:info@dcu.dk); [info@danskerhverv.dk](mailto:info@danskerhverv.dk); [info@danskerhvervsfremme.dk](mailto:info@danskerhvervsfremme.dk); [kontakt@danskfalkejagtklub.dk](mailto:kontakt@danskfalkejagtklub.dk); [info@silkeborg-rovfugleshow.dk](mailto:info@silkeborg-rovfugleshow.dk); [teamst@gmail.com](mailto:teamst@gmail.com); [di@di.dk](mailto:di@di.dk); [dj@journalistforbundet.dk](mailto:dj@journalistforbundet.dk); [miljo@kano-kajak.dk](mailto:miljo@kano-kajak.dk); [formand@dls-jagt.dk](mailto:formand@dls-jagt.dk); [info@dlbr.dk](mailto:info@dlbr.dk); [dof@dof.dk](mailto:dof@dof.dk); [dpf@pattedyrforening.dk](mailto:dpf@pattedyrforening.dk); [mail@kopenhagenfur.com](mailto:mail@kopenhagenfur.com); [info@rideforbund.dk](mailto:info@rideforbund.dk); [ds@sejlsport.dk](mailto:ds@sejlsport.dk); [selskabformiljoret@horten.dk](mailto:selskabformiljoret@horten.dk); [info@skovforeningen.dk](mailto:info@skovforeningen.dk); [press@sallinggroup.com](mailto:press@sallinggroup.com); [dktimber@dktimber.dk](mailto:dktimber@dktimber.dk); [Info@trae.dk](mailto:Info@trae.dk); [dvl@dvl.dk](mailto:dvl@dvl.dk); [mail@dysu.dk](mailto:mail@dysu.dk); [mail@danskeadvokater.dk](mailto:mail@danskeadvokater.dk); [info@dag.dk](mailto:info@dag.dk); [info@danskeark.dk](mailto:info@danskeark.dk); [dh@handicap.dk](mailto:dh@handicap.dk); [danskehavne@danskehavne.dk](mailto:danskehavne@danskehavne.dk); [info@christmastree.dk](mailto:info@christmastree.dk); [dl@landskabsarkitekter.dk](mailto:dl@landskabsarkitekter.dk); [info@dkmuseer.dk](mailto:info@dkmuseer.dk);

[post@dmoge.dk](mailto:post@dmoge.dk); [info@danskesvineproducenter.dk](mailto:info@danskesvineproducenter.dk); [danva@danva.dk](mailto:danva@danva.dk); [dt@datatilsynet.dk](mailto:dt@datatilsynet.dk); [frank@ulve.dk](mailto:frank@ulve.dk); [dsk@dsk.dk](mailto:dsk@dsk.dk); [mikaelsjoeberg@oestrelandsret.dk](mailto:mikaelsjoeberg@oestrelandsret.dk); [astridbogh@vestrelandsret.dk](mailto:astridbogh@vestrelandsret.dk); [ddl@ddl.org](mailto:ddl@ddl.org); [kontakt@ddnf.dk](mailto:kontakt@ddnf.dk); MFVM - Postkasse, Det dyreetiske råd <[Detdyreetiskeraad@mfvm.dk](mailto:Detdyreetiskeraad@mfvm.dk)>; Peter Bavnshøj <[pb@dgmuseum.dk](mailto:pb@dgmuseum.dk)>; [dkr@dkr.dk](mailto:dkr@dkr.dk); [info@ecocouncil.dk](mailto:info@ecocouncil.dk); [hoeringer@dommerfm.dk](mailto:hoeringer@dommerfm.dk); [post@domstolsstyrelsen.dk](mailto:post@domstolsstyrelsen.dk); [doso@doso.dk](mailto:doso@doso.dk); [db@dyrenesbeskyttelse.dk](mailto:db@dyrenesbeskyttelse.dk); Energinet <[info@energinet.dk](mailto:info@energinet.dk)>; [entomologiskforening@gmail.com](mailto:entomologiskforening@gmail.com); [post@fabnet.dk](mailto:post@fabnet.dk); [info@fbnet.dk](mailto:info@fbnet.dk); [gun@ferskvandsfiskeriforeningen.dk](mailto:gun@ferskvandsfiskeriforeningen.dk); [sekretariat@historiskehuse.dk](mailto:sekretariat@historiskehuse.dk); [redaktion@fadb.dk](mailto:redaktion@fadb.dk); Midtjyllandvest@fredningsnaev <[midtjyllandvest@fredningsnaevn.dk](mailto:midtjyllandvest@fredningsnaevn.dk)>; [info@flidhavne.dk](mailto:info@flidhavne.dk); [mail@envina.dk](mailto:mail@envina.dk); [kpe013@politi.dk](mailto:kpe013@politi.dk); [fri@frinet.dk](mailto:fri@frinet.dk); [krst@ign.ku.dk](mailto:krst@ign.ku.dk); [hjnygaard@nordfiber.dk](mailto:hjnygaard@nordfiber.dk); [fr@friluftsraadet.dk](mailto:fr@friluftsraadet.dk); [sekretariat@mitfritidshus.dk](mailto:sekretariat@mitfritidshus.dk); [info.dk@greenpeace.org](mailto:info.dk@greenpeace.org); [info@hededanmark.dk](mailto:info@hededanmark.dk); [info@hedeselskabet.dk](mailto:info@hedeselskabet.dk); [horesta@horesta.dk](mailto:horesta@horesta.dk); [SMV@SMVdanmark.dk](mailto:SMV@SMVdanmark.dk); [aagesmedegaard@gmail.com](mailto:aagesmedegaard@gmail.com); [post@ja.dk](mailto:post@ja.dk); [info@justitia-int.org](mailto:info@justitia-int.org); [per16ender@hotmail.com](mailto:per16ender@hotmail.com); [mail@kammeradvokaten.dk](mailto:mail@kammeradvokaten.dk); [info@kolonihave.dk](mailto:info@kolonihave.dk); [info@landbounghdom.dk](mailto:info@landbounghdom.dk); [hoering@lf.dk](mailto:hoering@lf.dk); [mail@landdistrikterne.dk](mailto:mail@landdistrikterne.dk); [pt@strafferetsadvokaten.dk](mailto:pt@strafferetsadvokaten.dk); [mail@byogland.dk](mailto:mail@byogland.dk); [llh@levende-hav.dk](mailto:llh@levende-hav.dk); [info@praktiskoekologi.dk](mailto:info@praktiskoekologi.dk); [ark@moesgaardmuseum.dk](mailto:ark@moesgaardmuseum.dk); Kongernesnordsjælland <[knsj@danmarksnationalparker.dk](mailto:knsj@danmarksnationalparker.dk)>; Nationalpark Mols Bjerger <[mols@danmarksnationalparker.dk](mailto:mols@danmarksnationalparker.dk)>; Nationalpark Skjoldungernes Land <[npskjold@danmarksnationalparker.dk](mailto:npskjold@danmarksnationalparker.dk)>; Nationalpark Thy <[thy@danmarksnationalparker.dk](mailto:thy@danmarksnationalparker.dk)>; NST - Nationalpark Vadehavet <[vadehavet@danmarksnationalparker.dk](mailto:vadehavet@danmarksnationalparker.dk)>; [nogu@nogu.dk](mailto:nogu@nogu.dk); [noah@noah.dk](mailto:noah@noah.dk); [kontakt@nordeafonden.dk](mailto:kontakt@nordeafonden.dk); [info@lehmannfalconry.dk](mailto:info@lehmannfalconry.dk); [baltic@oceana.org](mailto:baltic@oceana.org); [info@orbicon.dk](mailto:info@orbicon.dk); [sekretariat@parcelhus.dk](mailto:sekretariat@parcelhus.dk); [patriotisk@patriotisk.dk](mailto:patriotisk@patriotisk.dk); [mail@politiforbundet.dk](mailto:mail@politiforbundet.dk); [plf@plf.dk](mailto:plf@plf.dk); [info@ramboll.dk](mailto:info@ramboll.dk); [realdania@realdania.dk](mailto:realdania@realdania.dk); [formand@retspolitik.dk](mailto:formand@retspolitik.dk); [sekretariatet@danke-smaaer.dk](mailto:sekretariatet@danke-smaaer.dk); [info@seges.dk](mailto:info@seges.dk); [skibogbaad@di.dk](mailto:skibogbaad@di.dk); [info@skovdyrkerne.dk](mailto:info@skovdyrkerne.dk); [info@skydebaneforeningen.dk](mailto:info@skydebaneforeningen.dk); [ks@smaaskov.dk](mailto:ks@smaaskov.dk); [info@sosport.dk](mailto:info@sosport.dk); [info@teknologisk.dk](mailto:info@teknologisk.dk); [info@trygfonden.dk](mailto:info@trygfonden.dk); [danhostel@danhostel.dk](mailto:danhostel@danhostel.dk); [info@verdensskove.org](mailto:info@verdensskove.org); [wwf@wwf.dk](mailto:wwf@wwf.dk); [museum@vikingeskibsmuseet.dk](mailto:museum@vikingeskibsmuseet.dk); [info@veluxfoundations.dk](mailto:info@veluxfoundations.dk); [contact@visitdenmark.com](mailto:contact@visitdenmark.com); [tn@danva.dk](mailto:tn@danva.dk); [info@okologi.dk](mailto:info@okologi.dk); [post@avjf.dk](mailto:post@avjf.dk); [eni@aarhus.dk](mailto:eni@aarhus.dk); [regioner@regioner.dk](mailto:regioner@regioner.dk); [ktc@ktc.dk](mailto:ktc@ktc.dk); [kl@kl.dk](mailto:kl@kl.dk); 1-DEP Erhvervsministeriets officielle postkasse <[em@em.dk](mailto:em@em.dk)>; Finansministeriets postkasse <[fm@fm.dk](mailto:fm@fm.dk)>; [fmn@fmn.dk](mailto:fmn@fmn.dk); Justitsministeriet <[jm@jm.dk](mailto:jm@jm.dk)>; [km@km.dk](mailto:km@km.dk); Kulturministeriet <[kum@kum.dk](mailto:kum@kum.dk)>; Social- og Indenrigsministeriet <[oim@oim.dk](mailto:oim@oim.dk)>; EFKM - Energi-, Forsynings- og Klimaministeriet <[kefm@kefm.dk](mailto:kefm@kefm.dk)>; [trm@trm.dk](mailto:trm@trm.dk); [banedanmark@bane.dk](mailto:banedanmark@bane.dk); Energistyrelsens officielle postkasse <[ENS@ENS.DK](mailto:ENS@ENS.DK)>; [erst@erst.dk](mailto:erst@erst.dk); [email@fvst.dk](mailto:email@fvst.dk); [dfk@kriminalforsorgen.dk](mailto:dfk@kriminalforsorgen.dk); EVM NH Natur- og Miljøklagenævnets hovedpost <[nmkn@naeveneneshus.dk](mailto:nmkn@naeveneneshus.dk)>; Søfartsstyrelsen Hovedpostkasse <[SFS@dma.dk](mailto:SFS@dma.dk)>; [vd@vd.dk](mailto:vd@vd.dk); [post@domstolsstyrelsen.dk](mailto:post@domstolsstyrelsen.dk)  
**Cc:** Helle Pilsgaard <[hepi@mst.dk](mailto:hepi@mst.dk)>; Sepideh Bashari <[sebas@mst.dk](mailto:sebas@mst.dk)>  
**Emne:** HØRING - Udkast til vejledning til habitatbekendtgørelsen

Kære høringsparter

Miljø- og Fødevareministeriet, Miljøstyrelsen, sender hermed udkast til revideret vejledning til habitatbekendtgørelsen i høring.

Høringsbrev, høringsliste og vejledningsudkast er vedhæftet. Dokumenterne er ligeledes tilgængelige på Høringsportalen, se dette link: <https://hoeringsportalen.dk/Hearing/Details/63152>

Høringsperioden udløber 21. oktober 2019 kl. 12.00.

Ved høringssvar angiv venligst følgende sagsnr: MST-821-00402

Venlig hilsen

**Natasja Basler Nykvist**

AC-fuldmægtig | Arter & Naturbeskyttelse

+45 30 91 15 73 | [nabny@mst.dk](mailto:nabny@mst.dk)

**Miljø- og Fødevareministeriet**

Miljøstyrelsen | Tolderlundsvej 5 | 5000 Odense C | Tlf. +45 72 54 40 00 | [mst@mst.dk](mailto:mst@mst.dk) | [www.mst.dk](http://www.mst.dk)

[Sådan håndterer vi dine personoplysninger](#)

Til Miljøstyrelsen  
 Sendt pr. mail til:  
[mst@mst.dk](mailto:mst@mst.dk) med kopi til: [sebas@mst.dk](mailto:sebas@mst.dk)  
 Journalnummer: MST-821-00402

**ENERGINET**  
 Eltransmission

Energinet  
 Tonne Kjærsvej 65  
 DK-7000 Fredericia

+45 70 10 22 44  
[info@energinet.dk](mailto:info@energinet.dk)  
 CVR-nr. 39 31 48 78

Dato:  
 16. oktober 2019

Forfatter:  
 AHO/AHO/MMF

## NOTAT

# ENERGINETS HØRINGSSVAR TIL VEJLEDNING TIL HABITATBEKENDTGØRELSEN 2019

Miljøstyrelsen har den 26. august 2019 sendt Udkast til Vejledning til habitatbekendtgørelsen i høring med høringsfrist d. 21. oktober 2019 kl. 12.

Nedenfor fremgår Energinets høringssvar til konkrete afsnit af den nye vejledning.  
 Om muligt vil Energinet gerne have direkte svar på de spørgsmål, der er stillet til vejledningen i det nedenstående. I den forbindelse kan Annebeth Hoffmann ([aho@energinet.dk](mailto:aho@energinet.dk)) kontaktes.

## 1.1 Afsnit 1.3

Det kunne være relevant at tilføje bygherre, som en af de instanser, vejledningen har relevans for. Energinet vurderer, at vejledningen har stor relevans for de projekter, vi er bygherre på.

## 1.2 Afsnit 2.9

I tredje afsnit i afsnit 2.9.1 står følgende:

"I sager hvor konsekvensvurdering efter habitatdirektivet er nødvendigt i forhold til vurderingen af projektet/planen, er det hensigtsmæssigt...."

Energinet ønsker præciseret, hvilken dansk lovgivning krav om konsekvensvurdering efter habitatdirektivet er hægtet op på? I habitatbekendtgørelsen fremgår Lov om Miljøvurdering ikke som en af de love, bekendtgørelsen gælder for.

Se også senere kommentarer om koblingen mellem Lov om Miljøvurdering og habitatdirektivet/bekendtgørelsen.

I fjerde afsnit i afsnit 2.9.1 står følgende:

"Vurderingen af projektets virkninger på området skal fremgå af Miljøkonsekvensrapporten. I den tilladelse der gives, ... eller beskyttede arter"

Energinet ønsker en præcisering af dette, så det tydeligt fremgår, hvem der udarbejder vurderingen, og det præcise ansvar og rolle for hhv. bygherre og myndighed.

Skal det forstå således, at det er bygherre der udarbejder vurderingen af påvirkning af Natura 2000, og at myndigheden blot opstiller vilkår som sikrer beskyttelsen, på baggrund af bygherres vurdering? Altså en anden måde at gøre det på, end når habitatbekendtgørelsen ligger til grund for en Natura 2000-vurdering.

Herudover vil vi bemærke, at det efterfølgende eksempel ikke virker relevant i konteksten.

Energinet kunne godt tænke sig en mere udfoldet vejledning om, hvordan samordningsbekendtgørelsen fungerer i praksis. Dette opleves ikke udfoldet i vejledningen til miljøvurderingsbekendtgørelsen, som der henvises til.

### 1.3 Afsnit 2.9.2

Nederst på s. 21 står:

” Hvis en konkret vurdering af planen i forhold til Natura 2000-områdets bevaringsmålsætning indgår i miljøvurderingen, kan miljøvurderingen i visse tilfælde være tilstrækkelig til at opfylde kravet om konsekvensvurdering efter habitatdirektivet. Forudsætningen for, at miljøvurderingen kan være tilstrækkelig er, at den tilgodeser habitatbekendtgørelsens vurderingskrav”

Habitatbekendtgørelsen gælder, som vi har forstået, ikke for Miljøvurderingsbekendtgørelsen. Skal planmyndigheden lave en vurdering efter direktivet, men uden at det er implementeret i dansk lovgivning? Og skal vurderingen offentliggøres samtidig med planforslaget og den tilhørende miljøvurdering?

Vi anbefaler at dette punkt udfoldes mere i vejledningen.

### 1.4 Afsnit 4.5.1

I første afsnit på s. 32 står følgende:

”Naturtyperne og arterne skal således være stabile eller i fremgang”

Denne sidste sætning står efter vores vurdering lidt løsrevet for de ovenover beskrevne forhold. Og vi er lidt i tvivl om, hvad den betyder.

Hvilken betydning for vurderingen af væsentlighed har det, at den naturtype/art, som der vurderes i forhold til, allerede i udgangspunktet (dvs. f.eks. ud fra den statslige kortlægning) er vurderet til at have en ugunstig bevaringsstatus?

Vi ser gerne at betydningen af en ugunstig status udfoldes i forhold til dens betydning for vurderingen af væsentlighed.

Problemstillingen nævnt ovenfor er muligvis også beskrevet på s. 40:

”Dette skal ses i sammenhæng med, at udviklingen ikke må gå i den forkerte retning, dvs. væk fra gunstig bevaringsstatus.”

I tredje og fjerde afsnit på s. 32 står følgende:

”Som eksempel herpå fremhæves ”et tab på et hundrede kvadratmeter naturtype kan fx være væsentlig i forbindelse med en lille lokalitet for en sjælden orkide, mens et tilsvarende tab af stor steppelokalitet kan være uvæsentlig, hvis den ikke har nogen indvirkninger på lokalitetens bevaringsmålsætninger.”

Det må imidlertid utvivlsomt være en væsentlig påvirkning, hvis den kan få betydning nationalt, f.eks. ved at skade beskyttede arter eller naturtyper. Således har EU-domstolen i en sag slået fast, at selv en meget lille, men varig reduktion af et areal af en prioriteret naturtype er at betragte som en skade på et Natura 2000-områdes integritet<sup>99</sup>. Det må på den baggrund antages, at planer eller projekter, der vil kunne indebære reduktion eller ødelæggelse af et areal af naturtype eller levested, i udgangspunktet kan indebære en væsentlig påvirkning.”



De to sætninger der er markeret med gul, fremstår lidt i modstrid med hinanden. Energinet ser gerne at det bliver præciseret, hvorvidt et mindre tab af areal vil kunne vurderes som ikke-væsentlig i en dansk kontekst? Når der f.eks. skrives tab af en steppelokalitet, er det så tab af område med habitatnaturtypen? Og kan det således i en væsentlighedsvurdering være muligt at udelukke en væsentlig påvirkning, selvom de sker permanent tab af areal? Og vil dette f.eks. afhænge af, om den konkrete målsætning er, at arealet skal opretholdes/øges? Hvilken den så vidt vi ved, gør for mange af de danske Natura 2000-områder.

Længere nede på s. 32 står følgende:

"I den anden ende af skalaen må det antages, at en påvirkning som udgangspunkt ikke er væsentlig,

- hvis påvirkningen skønnes at indebære negative udsving i **bestandsstørrelser**, der er mindre end de naturlige udsving, der anses for at være normale for den pågældende art eller naturtype, eller
- hvis den beskyttede naturtype eller art skønnes hurtigt og uden menneskelig indgriben at ville opnå den hidtidige tilstand eller en tilstand, der skønnes at svare til eller være bedre end den hidtidige tilstand. Som hovedregel vurderes det, at der er tale om kort tid, hvis der sker en naturlig reetablering af naturens tilstand inden **for ca. et år**. Midlertidige forringelser eller forstyrrelser i en eventuel anlægsfase, der ikke har efterfølgende konsekvenser for de arter og naturtyper Natura 2000-området er udpeget for at beskytte, er almindeligvis ikke væsentlig påvirkning.

Der er således inden for rammerne af reglerne mulighed for at vedtage planer eller gennemføre projekter som medfører en vis negativ påvirkning, hvis blot denne påvirkning kan rummes inden for de naturlige udsving, eller hvis der kan ske reetablering inden for kort tid, der som nævnt ovenfor kan være **op til et år**."

Gul markering: Energinet er klar over at sætningen med et år, allerede fremgik i den tidligere vejledning. Vi har dog følgende spørgsmål til den konkrete formulering:

- Er der tale om "ca. et år" eller "op til et år"?
- Hvad er den faglige baggrund for, at et år er valgt og ikke f.eks. to år? Er der domme som er baggrund for det ene år? Eller erfaringer, undersøgelser eller lign? Eller er det politisk fastlagt?
- Energinets erfaring er, at gravearbejder efter nedlægning af elkabler reetableres hurtigt, inden for 1-2 år. Det er der bl.a. konkret belæg for at sige i et tidligere projekt som omfatter naturtyperne hede og strandeng, kortlagte naturtyper inde i et Natura 2000-område. Vi ser gerne at formuleringen blødes op, så der i et konkret tilfælde kan tillades, at konkludere en ikke-væsentlig påvirkning, når der med baggrund i tidligere, lignende projekter kan konkluderes, at der sker en reetablering. Også selvom det kan tage (lidt) længere tid end et år. Alternativt ser vi gerne at vejledningen adresserer, hvordan dette forhold (reetablering inden for 1-3 år f.eks.) kan håndteres i en fuld Natura 2000-konsekvensvurdering.

Grøn markering: Skal ordet "bestandsstørrelser" tolkes således, at det også gælder areal for naturtyper? Det tror vi, men anbefaler at det skrives tydeligere, ved at tilføje "eller areal".

## 1.5 Afsnit 4.6

På side 37 står følgende:

”Der kan i tilfælde af ældre data være behov for at vurdere, om oplysningerne skal opdateres for at kunne afgøre, om f.eks. en art rent faktisk fortsat forekommer i den berørte del af et Natura 2000-område. Der kan ikke fastsættes præcise kriterier for, hvornår data er for gamle, da eksempelvis arternes trofasthed mod givne områder er meget forskellig, ligesom den naturlige udvikling (f.eks. tilgroning) af et område kan have betydning for, om en art eller naturtype er til stede.”

Kan det præciseres, om statens 6-årige cyklus af kortlægninger af vegetation, vurderes at være tilstrækkelig til, at der ikke skal laves en opdatering af denne pga. forældelse af data?

Kan det på samme måde præciseres for de kortlægninger som staten gennemfører for arter og som kører i cykler af forskellig varighed? Herunder en præcisering af, om tilstedeværelse af arten har betydning for vurderingen, hvis bevaringsmålsætningerne relaterer til tilstedeværelse af egnet levested for arten, men ikke egentlig forekomst?

#### 1.6 Afsnit 4.6.2

Næstsidste afsnit, på side 41, sætningen:

”Som det fremgår, er der en vis fleksibilitet i vurderingen af, om der foreligger en skade på Natura 2000-området, da en negativ påvirkning af arter og naturtyper i mindre omfang vil kunne rummes inden for rammerne af forpligtelserne efter habitatdirektivet. I praksis vil man kunne tage udgangspunkt i påvirkningens betydning for den samlede tilstedeværelse af en naturtype og arter i et Natura 2000-område.

Energinet har svært ved at forstå de første ord ”som det fremgår” i sammenhæng med de eksempler som er nævnt. Er henvisningen udelukkende til myndighedens tolkning af bekendtgørelsen/direktivet, eller er der konkrete domme, hvor tab af mindre arealer er blevet accepteret af domstolen?

#### 1.7 Afsnit 4.6.4

På side 42, afsnit 3 står følgende:

”Det kan imidlertid ikke udelukkes, at erstatningsnatur i visse tilfælde alligevel kan anvendes til at sikre en lokalitets integritet forudsat, at erstatningsnaturen inden for kort tid vil være på plads i en tilstrækkelig kvalitet til at opretholde areal og kvalitet af naturtypen i området, f.eks. retablering af strandengsarealer til erstatning for tabt areal. Også her kan områdets kvalitet, tilstand og robusthed være afgørende, jf. ovenfor.

Markeret med gult: Er der noget tidsrum mere konkret for dette, eller vil det være en konkret vurdering i det enkelte tilfælde hvad kort tid er? Det må være kortere end ”i de efterfølgende år” som domstolen tidligere har afvist?

Sætningen fremstår derudover at være i modstrid med sætningen nederst på siden:

”EU-domstolen har fastslået, at afhjælpende foranstaltninger ikke kan omfatte erstatningsnatur, da dette nærmere er en kompenserende foranstaltning, som ikke kan gennemføres inden for habitatdirektivets art. 6, stk. 3”

Den er mere i overensstemmelse med den indledende sætning i afsnittet (forskellen markeret med gul):

”EU-domstolen har fastslået, at det som udgangspunkt ikke er muligt at anvende erstatningsnatur for ødelagt habitatnatur (naturtyper eller levesteder for arter), uden at påvirke Natura 2000-områdets integritet.”

Energinet ser gerne at det tydeligere fremgår, hvordan myndigheden mener at erstatningsnatur kan anvendes. Og hvorvidt dette hviler på myndighedens tolkning af loven eller domspraksis.

Kan det herudover uddybes, hvordan myndigheden stiller sig i forhold til erstatningsnatur der etableres inden påvirkningen?

I afsnit 5.1 på side 49 nederst, står følgende:

”Kompensationsforanstaltningen skal normalt være tilendebragt, inden skaden som følge af planen eller projektet indtræder, med mindre det kan bevises, at samtidighedskravet ikke er nødvendigt for at sikre, at det pågældende områdes bidrag til Natura 2000-nettet opretholdes. Hvis det ikke er muligt at lave en kompensationsforanstaltning, som er funktionsdygtig på det tidspunkt, hvor skaden gør sig gældende i det pågældende område, skal der kræves overkompensation for de tab, der er indtrådt i mellemtiden”

Kan der være et lignende krav, i de tilfælde hvor erstatningsnatur evt. kan fungere som en afværgeforanstaltning? Se kommentaren lige ovenfor. Vi synes med fordel at disse aspekter kan uddybes i vejledningen.

#### 1.8 Afsnit 9.6.1

På s. 64 står sætningen:

”Det kan eksempelvis accepteres at nedlægge et vandhul, hvis der inden for bestandens netværk etableres en eller flere nye vandhuller eller andre naturtyper, som samlet set sikrer, at den økologiske funktionalitet af den lokale bestands yngle- eller rasteområde opretholdes på samme niveau som før nedlæggelsen af vandhullet.”

Energinet ser gerne at det præciseres, hvornår et evt. nyt vandhul bør etableres, for at den økologiske funktionalitet kan opretholdes. Eller vil det være en konkret vurdering i det enkelte tilfælde? I så fald bør dette fremgå tydeligere.

**From:** Lars Kaalund  
**Sent:** Thu, 17 Oct 2019 12:44:18 +0000  
**To:** MST Miljøstyrelsens hovedpostkasse  
**Cc:** Lars Kaalund  
**Subject:** MST-821-00402 att. Sepideh Bashari og Natasja Basler Nykvist

**KL høringssvar på – Udkast til revideret Vejledning til bekendtgørelse nr. 1595 af 6. december 2018**

KL takker for høringen, og for den opdaterede vejledning.

Vi har et par tekstnære bemærkninger til vejledningen.

I afsnit 2.8.4 nævnes begrebet ”rimelige vilkår”. Det kan godt skabe usikkerhed og KL ser gerne at udtrykket udfoldes, hvis det er muligt.

s. 42n. Afhjælpende og kompenserende foranstaltninger. Der kan nemt opstå begrebsforvirring, KL ser gerne at udtrykket udfoldes, hvis det er muligt..

s. 53 øverst: Er bullit sat forkert?? Det vil give mening at afsnittet med økologisk funktionalitet er med under første punkt og at næste punkt er plantearterne.

Med venlig hilsen  
**Lars Kaalund**

Chefkonsulent  
Teknik og Miljø



Weidekampsgade 10  
Postboks 3370  
2300 København

**D** +45 3370 3753  
**E** [LAKA@kl.dk](mailto:LAKA@kl.dk)

**T** +45 3370 3370  
**W** [kl.dk](http://kl.dk)

**From:** Jurjen de Boer  
**Sent:** Wed, 2 Oct 2019 11:15:01 +0000  
**To:** MST Miljøstyrelsens hovedpostkasse  
**Cc:** Kåre Schultz  
**Subject:** Høringssvar – sagsnr. MST-821-00402

Kære Sepideh Bashari og Natasja Basler Nykvist,

Her er Køge Kommunes høringssvar angående "Udkast til revideret Vejledning til bekendtgørelse nr. 1595 af 6. december 2018 om udpegning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder samt beskyttelse af visse arter".

I udkastet til vejledningen side 31 står:

"Det følger af EU-domstolspraksis og EU-Kommissionens vejledning, at det som følge af forsigtighedsprincippet, er et krav, at man på baggrund af objektive kriterier skal kunne udelukke, at en plan eller et projekt påvirker et Natura 2000-område væsentligt."

Vi erfarer i vores kommune, at vi p.t. mangler konkrete redskaber for at anvende objektive kriterier.

Når borgere klager over støj, kan vi bl.a. bruge beregningsmodeller og støjgrænserværdier for objektivt at kunne vurdere om der er tale om uacceptable støjgener. Det samme gælder for når vi skal vurdere om folk udsættes for uacceptabel luftforurening.

Når vi skal vurdere hvor meget af et kemikali må udledes til et Nature-2000-vandområde, kan vi anvende miljøkvalitetskriterier og pnec-værdier for at afklare dette.

Sådan er det ikke, når vi taler om kvælstof og fosfor i forhold til naturområder, som i forvejen er overbelastet med næringsstoffer.

Og det er mærkeligt, fordi næringsstoffer er p.t. mest truende for den danske natur.

I skrev til os den 13. august 2019:

"Der findes ikke umiddelbart nogen objektive kriterier hvad angår N – det gælder også P (fosfor)."

Resultatet er, at vi som kommuner godkender alt mulige aktiviteter tæt på Natura 2000 områder, mens de muligvis ikke kan accepteres i forhold til Habitatdirektivet.

Til vores bedste kendskab findes der dog oplysninger, som er brugbare og vi vil foreslå, at der henvises til disse oplysninger i den nye vejledning:

- Vedlagte opdaterede tålegrænser (Opdatering af empirisk baserede tålegrænser, Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi Dato: 6. september 2018).
- Når tålegrænser er overskredet mener vi, at følgende kan bruges. Et DMU notat (se vedlagte) af den 26. juni 2005 antager, at der ved en merdeposition på 1 kg N/ha pr. år "næppe eksperimentelt med de nuværende biologiske og kemiske undersøgelsesmetoder vil kunne påvises effekter." En beregnet deposition på 0,6 kg N/ha. pr. år vil på den baggrund og under hensyn til usikkerheden på beregningen med stor sandsynlighed være under 1 kg N ha. pr. år - og dermed under den grænse, hvor effekter ses.

I samme notat oplyses endvidere, at det dermed ikke kan afvises, "at der kan være påvirkning i særligt følsomme områder, eksempelvis Natura 2000 områder, og at man vil kunne finde parametre, som kan påvise ændringer i økosystemet over en årrække."

Natur- og Miljøklagenævnet konkluderede derfor i sagerne NMK-10-00337, NMK-33-00275 og NMK-34-00056 – 2011 om Avedøre værket (se vedlagte), at notatet således ikke udelukker, at der vil være effekter ved ekstra belastninger, der er lavere end 0,6 kg N/ha pr. år.

Natur- og Miljøklagenævnet accepterede derfor ikke en væsentlighedsgrænse på 0,6 kg N/ha pr. år. Myndigheder kunne derfor anvende en fraktion af 0,6 kg N/ha pr. år afhængig af det forventede antal ekstra kilder til kvælstof i fremtiden (for at tage hensyn til kumulative effekter).

- I henviste til Husdyrgodkendelsesbekendtgørelsen, som taler om grænseværdier mellem 0,2 og 1,0 kg N/ha pr. år. Vedlagte "Tålegrænser for Dansk natur, DCE, 2013" oplyser:  
"Anvendelse af tålegrænser er som nævnt i den seneste nationale regulering som fx Husdyrgodkendelsesloven erstattet af faste grænser for acceptabel belastning ovenpå baggrundsdepositionen. En del af baggrunden herfor er, at det har været vurderet, at der på et enkelt naturområde/en specifik lokalitet findes en påvisningsgrænse på ca. 1 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> eller 10 % af belastningen, hvorunder det vil være vanskeligt over en overskuelig årrække og med et rimeligt ressourceforbrug at dokumentere effekten af en merbelastning med kvælstof (Miljøministeriet Skov- og Naturstyrelsen, 2003)."

Det giver et indtryk, at Husdyrgodkendelsesbekendtgørelsen også anvender de videnskabelige oplysninger fra DMU notatet.

- DCE har i version 6 af OML-Multi indarbejdet en simpel metode til at estimere deposition på lokal skala til anvendelse ved VVM.

Baggrunden for metoden samt antagelser og tilnærmelser kan man læse om i vedlagte notat (Notat\_DCE\_28.jan.2014.pdf), eller finde på følgende hjemmeside <http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/model/oml/depositionsestimater/>

Vi mangler desuden tålegrænser for deposition på terrestriske naturtyper af kviksølv og andre tungmetaller (krom, nikkel, kobber, zink, arsen, cadmium, bly og jern) og partikler. Er det muligt, at andre Europæiske land har oplysninger, som kan anvendes, hvis der ikke findes danske vejledende grænseværdier?

Mvh

Jurjen de Boer  
Miljøsagsbehandler

**Miljøafdelingen**  
Teknik- og Miljøforvaltningen  
Torvet 1, 4600 Køge  
Tlf +45 56 67 24 89  
Mobil +45 23 31 97 58

[jurjen.boer@koege.dk](mailto:jurjen.boer@koege.dk)  
[www.koege.dk](http://www.koege.dk)



---

**KØGE KOMMUNE**

Køge Kommune behandler og gemmer dokumenter i alle sager elektronisk.  
Hvis du vil se de oplysninger, vi har registreret om dig, så kontakt [raadhus@koege.dk](mailto:raadhus@koege.dk), som vil hjælpe dig videre.  
Du kan læse mere om vores persondatapolitik og dine rettigheder på

<https://www.koege.dk/kommunen/Beskyttelse-af-persondata.aspx>





# TÅLEGRÆNSER FOR DANSK NATUR

Opdateret landsdækkende kortlægning af tålegrænser  
for dansk natur og overskridelser heraf

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 69

2013



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

*[Tom side]*



# TÅLEGRÆNSER FOR DANSK NATUR

Opdateret landsdækkende kortlægning af tålegrænser  
for dansk natur og overskridelser heraf

---

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 69

2013

Jesper L. Bak

Aarhus Universitet, Institut for Bioscience



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

# Datablad

Serietitel og nummer: Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 69

Titel: Tålegrænser for dansk natur  
Undertitel: Opdateret landsdækkende kortlægning af tålegrænser for dansk natur og overskridelser heraf

Forfatter: Jesper L. Bak  
Institution: Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

Udgiver: Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©  
URL: <http://dce.au.dk>

Udgivelsesår: August 2013  
Redaktion afsluttet: Juni 2013  
Faglig kommentering: Morten Strandberg, Knud Erik Nielsen, Christian Damgaard og Rasmus Ejrnæs  
Kvalitetssikring, DCE: Jesper Fredshavn og Poul Nordemann

Finansiel støtte: Ingen ekstern finansiering

Bedes citeret: Bak, J.L. 2013. Tålegrænser for dansk natur. Opdateret landsdækkende kortlægning af tålegrænser for dansk natur og overskridelser heraf. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 94 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 69  
<http://dce2.au.dk/pub/SR69.pdf>

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

Sammenfatning: Der er foretaget et udviklingsarbejde mhp. at beregne tålegrænser for dansk natur baseret på kriterier relateret til tab af biodiversitet. De udviklede metoder er brugt til at foretage en opdateret landsdækkende kortlægning af tålegrænser for dansk natur og overskridelser heraf, specielt for Natura 2000 områderne. Beregningerne viser, at luftforurening specielt med kvælstof har været en væsentlig påvirkningsfaktor for tab af biodiversitet og fortsat udgør en væsentlig trussel på en stor del af naturarealet. De beregnede tålegrænser er på niveau med eller lavere end den lave ende af tidligere anvendte tålegrænseintervaller

Emneord: Biodiversitet, tålegrænser, Natura 2000, hede, klit, mose, eng, overdrev, skov

Layout: Grafisk Værksted, AU-Silkeborg  
Foto forside: Knud Erik Nielsen

ISBN: 978-87-7156-023-7  
ISSN (elektronisk): 2244-9981

Sideantal: 94

Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som  
<http://dce2.au.dk/pub/SR69.pdf>

# Indhold

<b>Forord</b>	<b>5</b>
<b>Sammenfatning</b>	<b>6</b>
<b>Summary</b>	<b>11</b>
<b>1 Introduktion</b>	<b>16</b>
1.1 Tålegrænser	17
1.2 Biodiversitet	23
<b>2 Empirisk baserede tålegrænser</b>	<b>27</b>
<b>3 Modeller</b>	<b>29</b>
3.1 Massebalancemodeller	29
3.2 VSD-MOVE (EUDANA)	31
<b>4 Indikator og kriterium for biodiversitets-effekter</b>	<b>35</b>
4.1 NOVANA data	37
4.2 Arter og naturtyper	38
4.3 Biodiversitetsindikatorer	44
4.4 Indikatorarter	46
4.5 Valg af indikator og kriterier	46
<b>5 Tålegrænser og overskridelser</b>	<b>49</b>
5.1 Metode	49
5.2 Datagrundlag	50
5.3 Scenarieberegninger	53
5.4 Tålegrænseberegninger	57
5.5 Overskridelser af tålegrænserne	63
5.6 Diskussion	66
<b>6 Overvågning</b>	<b>68</b>
<b>7 Forvaltning og pleje</b>	<b>70</b>
<b>8 Konklusion, anbefalinger</b>	<b>72</b>
<b>9 Referencer</b>	<b>74</b>
<b>Appendiks 1. Simulering af prøvetagningen</b>	<b>78</b>
<b>Bilag 1. Arter og slægter med beregnet tilbagegang siden 1950 som følge af kvælstofdeposition</b>	<b>83</b>
<b>Bilag 2. Ordliste</b>	<b>87</b>
<b>Bilag 3. Supplerende litteratur</b>	<b>90</b>

*[Tom side]*

## Forord

Rapporten indeholder fem hovedelementer: i) en introduktion til begrebet tålegrænser og dets anvendelse i specielt international miljøregulering, ii) en opdatering af anbefalingerne vedr. brugen af empirisk baserede tålegrænser baseret på de seneste internationale anbefalinger, iii) et bidrag til udvikling og valg af metoder, indikatorer og kriterier for beregning af tålegrænser baseret på målsætninger for biodiversitet, iv) scenarioberegninger, der beskriver effekten af eutrofierende og forsurende luftforurening på de danske Natura 2000 områder fra 1950'erne, og v) beregnede tålegrænser for de danske habitatnaturtyper baseret på de valgte metoder, indikatorer og kriterier.

De udførte analyser er baseret på den seneste videnskabelige udvikling ift. beregning af tålegrænser baseret på biodiversitet, og på et opdateret datagrundlag, bl.a. data fra NOVANA overvågningsprogrammet (det danske nationale overvågningsprogram for vandmiljøet og den terrestriske natur) og de seneste nationale beregninger af atmosfæriske depositioner på national og lokal skala foretaget af Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab.

Arbejdet er udført af Aarhus Universitet, Institut for Bioscience som et bidrag til arbejdet med udvikling af en model (EVA) til integrering af miljøøkonomiske eksternaliteter i den makroøkonomiske model ADAM udviklet af Danmarks Statistik.

# Sammenfatning

## Baggrund

Den seneste nationale beregning af tålegrænser og overskridelser heraf blev foretaget i 2006 som en del af forarbejderne til den ny husdyrgodkendelseslov (Nielsen mfl., 2006). Siden dengang er der sket væsentlige fremskridt i metodeudviklingen. Specielt har der de seneste år været fokus på at udvikle tålegrænser baseret på målsætninger for biodiversitet, fordi tab af biodiversitet har haft stor politisk fokus bl.a. som en følge af EU's naturdirektiver og Biodiversitetskonventionen. Siden 2006 er der desuden sket væsentlige forbedringer i det tilgængelige datagrundlag. Bl.a. er data fra det nationale overvågningsprogram for vandmiljøet og den terrestriske natur (NOVANA), hvis terrestriske del startede i 2004, blevet tilgængelige, og der er sket en udvikling af de nationale depositions-beregninger, bl.a. i form af lokal-skala beregninger med en opløsning på 400x400 m (Ellermann mfl., 2011). Den beskrevne udvikling har gjort det relevant at foretage en fornyet beregning og kortlægning af tålegrænser og overskridelser heraf baseret på indikatorer og kriterier vedr. biodiversitet.

På trods af, at der som nævnt på europæisk plan er sket væsentlige fremskridt ift. udvikling af metoder for beregning af tålegrænser baseret på målsætninger for biodiversitet, eksisterer der endnu ikke videnskabelig konsensus eller solide, internationale anbefalinger vedr. valg af metoder, indikatorer og kriterier på forskellig skala. Der er foretaget beregninger på europæisk skala, men disse beregninger omfatter kun et begrænset antal naturtyper, og er indtil videre baseret på relativt arbitrære kriterier. Der er derfor som en del af arbejdet foretaget et udviklingsarbejde mhp. at afklare, hvilke metoder, indikatorer og kriterier, der i en dansk sammenhæng, baseret på de tilgængelige data, kan anvendes ved en beregning og kortlægning af tålegrænser baseret på målsætninger for biodiversitet.

Beregningerne bygger på de på nuværende tidspunkt bedst mulige metoder og de bedste tilgængelige data. De valgte beregningsmetoder er en kobling af dynamiske jordbundskemiske modeller med empirisk / statistisk baserede planteforekomstmodeller. Det har dermed været muligt både at beregne tålegrænser for de væsentligste danske habitatnaturtyper, og at foretage en række scenarieberegninger mhp. at belyse, hvilke plantearter, der forventes at være gået tilbage som følge af den atmosfæriske belastning med luftforurening, og som kan forvente yderligere tilbagegang, hvis det nuværende depositionsniveau fortsætter. Ud over disse analyser omfatter rapporten en opdatering af anbefalingerne vedr. anvendelse af empirisk baserede tålegrænser og en analyse af, hvilke niveauer af depositionsændringer, der vil kunne påvises med statistisk sikkerhed på enkeltlokaliteter ved anvendelse af overvågningsmetoderne fra NOVANA programmet.

## Metoder

### Metodeudvikling

Biodiversitet kan defineres og måles på mange måder på forskellige skalaer, og der findes tilsvarende en række forskellige måder at opstille målsætninger for biodiversitet. Der findes imidlertid ikke i øjeblikket hverken nationalt eller internationalt en autoritativ anbefaling af indikatorer og kriterier for en acceptabel påvirkning af biodiversitet, der kan anvendes ved fastsættelse af

tålegrænser for biodiversitet. Der er derfor foretaget et analysearbejde mhp. at finde en operativ kombination af indikatorer og kriterier, der har kunnet anvendes i beregningerne. Udgangspunktet har været, at beregningerne har skullet kunne gennemføres med tilgængelige og accepterede redskaber og med inddragelse af tilgængelige data fra NOVANA programmet, samt at indikator og kriterium skulle kunne relateres til relevante politiske målsætninger.

Resultatet af denne analyse er anvendelsen af et sæt af indikatorer og kriterier, der relaterer til målsætninger om et stop for tilbagegang af biodiversitet, jævnfør, Biodiversitetskonventionen og Habitatdirektivet. Der har været et kriterium ved valg af indikator, at indikatoren skal være baseret på et stort antal arter for at mindske usikkerhederne i modelberegningerne. I praksis er den anvendte indikator derfor blevet den samlede forekomstsandsynlighed for de kvælstoffølsomme arter. De kvælstoffølsomme arter er fundet som de arter, hvis beregnede forekomstsandsynlighed som følge af luftforurening er reduceret med mere end 5 % fra 1950 til 2010. I praksis er disse arter fundet i en scenarioberegning, hvor udviklingen i luftforurening er baseret på den historiske udvikling, medens alle andre påvirkninger er holdt konstant.

Der er desuden udviklet en metode til simulering af den botaniske prøvetagning i NOVANA programmet bl.a. med henblik på at kunne kvantificere usikkerhederne i prøvetagningen og dermed hvilke ændringer, der med sikkerhed vil kunne måles på et område (Appendix 1).

### **Metode til beregning af effektscenarier, tålegrænser og overskridelser af tålegrænserne**

Det er valgt at foretage scenario- og tålegrænseberegninger med et modelsystem, der er en videreudvikling af det tidligere udviklede EUDANA modelsystem (Bak og Ejrnæs, 2004). Modelsystemet udgøres af en kobling mellem den dynamiske jordbundskemiske model VSD og en empirisk / statistisk baseret planteforekomst model, MOVE. MOVE-modellen beskriver forekomstsandsynligheden for en række plantearter som funktion af miljøparametre beskrevet ved Ellenberg-indikatorværdier (de Wries mfl., 2010). Brugen af Ellenberg-indikatorværdier har været nødvendigt for at få et tilstrækkeligt datagrundlag for også mere sjældne arter, fordi der ikke findes et tilstrækkeligt antal sammenhørende observationer af planteforekomst og jordkemi. Til kobling mellem modelkomponenterne anvendes empirisk / statistisk baserede overføringsfunktioner mellem kemiske jordbundsparametre og Ellenberg-indikatorværdier baseret på et mindre antal observationer. Etableringen af de empirisk / statistisk baserede relationer mellem Ellenberg indikatorværdier og sandsynlighedsforekomst og mellem kemiske parametre og Ellenberg indikatorværdier bygger på en antagelse om ligevægt, der ikke kan forventes at være opfyldt for fx de danske overvågningsdata fra NOVANA programmet. Den anvendte model bygger derfor på hollandsk og britisk arbejde, hvor det har været muligt at inddrage ældre data og data fra baggrundsområder. De britiske og hollandske data dækker et klimaområde, der er relevant i forhold til at ekstrapolere resultaterne til Danmark. Modelsystemet tillader at beskrive den tidslige udvikling af jordbundskemien, men ikke de mulige tidsforskydninger mellem ændringer i jordbundskemi og planteforekomst. Pga. begrænsninger i data og den tekniske implementering af den anvendte udgave af VSD-modellen har det været nødvendigt at begrænse det samlede antal beregninger. Data er derfor aggregeret naturtypevis, og der er foretaget en kalibrering af VSD-modellen, så modellen for

hver naturtype reproducerer de i NOVANA programmet målte værdier for jordbunds pH og C/N.

Der er gennemført en række scenarieberegninger for de enkelte naturtyper rækkende tilbage fra år 1900 og frem. Beregningerne er gennemført mhp. at isolere effekten af den ændrede påvirkning fra luftforurening, og alle andre påvirkninger er derfor holdt konstant i beregningerne. Dette betyder også, at der for de plejekrævende naturtyper er anvendt et plejescenario med en konstant, lav kvælstoffjernelse, der udgør et realistisk gennemsnit for perioden indtil nu.

Beregningerne af tålegrænser og overskridelser er foretaget naturtypevis baseret på et kriterium om stop for tab af biodiversitet som følge af luftforurening ift. et referenceår. De valgte referenceår er 1950, 1992 og 2010. Der er ikke anvendt referenceår før 1950, idet usikkerhederne i beregningerne stiger væsentligt jo længere, der 'tilbageskrives' i tid. 1992 svarer til Habitatdirektivets ikrafttræden, og 2010 er det oprindelige mål-år for biodiversitetskonventionen, idet der ved COP-10 mødet blev vedtaget opdaterede målsætninger for 2020.

## Resultater

### Tålegrænser og overskridelser

De beregnede tålegrænser ligger mellem 7 – 12, 7 – 11 og 3 – 10 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> med hhv. 2010, 1992 og 1950 som referenceår, hvor intervallerne angiver spandet mellem naturtypen med lavest, hhv. højest tålegrænse. Variationen i tålegrænser indenfor naturtyperne har ikke kunnet kvantificeres, men forventes at være mindst på niveau med den angivne variation mellem naturtyperne. Det forventes, at en beregning med en mere detaljeret anvendelse af lokale data vil give en højere medianværdi for hver naturtype end de her beregnede værdier. De beregnede overskridelser af tålegrænserne for de enkelte naturtyper ligger mellem 0 og 5,6 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> med 1992 som referenceår.

Der er foretaget en opdatering af anbefalede værdier for empirisk baserede tålegrænser baseret på de nyeste internationale anbefalinger. Denne opdatering medfører en reduktion af tålegrænsen for syv habitatnaturtyper.

De beregnede tålegrænser for biodiversitet ligger på niveau med- eller, under det lave interval for empirisk baserede tålegrænser. Dette gælder specielt for nogle af græslandstyperne. Klittyperne har i denne analyse væsentlige overskridelser af tålegrænsen. Tidligere analyser baseret på empirisk baserede tålegrænser har vist forholdsvis få overskridelser for klittyperne. Den seneste opdatering af empirisk baserede tålegrænser har reduceret niveauet for to af klittyperne. De beregnede tålegrænser for strandeng er væsentligt lavere end de empirisk baserede tålegrænser, men denne beregning er meget usikker, dels fordi der ikke eksisterer et anvendeligt datagrundlag for kvælstoftilførsel fra andre kilder som overfladenær afstrømning, dels fordi salinitet ikke indgår som plantefordelende faktor i det anvendte model system.

Der er foretaget en analyse af, hvilke arter, der forventes at være gået tilbage som følge af den atmosfæriske kvælstofbelastning. Det drejer sig om i alt 179 arter, eller ca. 11 % af de arter, der er observeret i NOVANA programmet (Bilag 1). 101 af disse arter er også danske indikatorarter for naturtyperne, habitattypiske arter iflg. Habitatdirektivets annex 1 og / eller rødlistede.



## Scenarier, udviklingstendenser

Scenarieberegninger indikerer, at atmosfærisk deposition af kvælstof og svovl har medført en væsentlig påvirkning af jordbundskemien og plantesamfundene på Natura 2000 arealerne og dermed har medført en væsentlig tilbagegang for en række kvælstoffølsomme arter. En fortsættelse af depositioner på det nuværende niveau vil ifølge scenarieberegningerne medføre en forsat tilbagegang for disse arter og muligvis tab af en del heraf, dels som følge af en forsat påvirkning af en del af naturarealet over områdernes tålegrænse, dels som følge af den akkumulerede effekt af den hidtidige påvirkning.

For påvirkninger af luftforurening vil effekten på et naturområdes tilstand og fremtidige udvikling afhænge af den fremtidige belastning ift. tålegrænsen og af den integrerede effekt af den hidtidige påvirkning på jordbundskemi og plantesamfund. Der eksisterer ikke nogen direkte sammenhæng mellem ændring i påvirkning eller ændringshastigheden af påvirkningen og tilstanden på længere sigt. Det er det absolutte belastningsniveau og den integrerede effekt af belastningen ift. tålegrænsen, der vil have betydning. Der er i de her gennemførte analyser heller ikke fundet nogen sammenhæng mellem et områdes tålegrænse eller overskridelserne heraf og det niveau af depositionsændringer, der vil medføre målbare ændringer på området. Analyserne viser imidlertid, at der skal meget kraftige depositionsændringer til, før der med sikkerhed vil kunne måles en ændring af plantesamfundet på en lokalitet ved anvendelse af de gængse overvågningsmetoder.

Der kan forventes væsentlige tidsforsinkelser (årtier) mellem ændringer i deposition, jordkemi, plantesamfund og jordbundsstruktur. Der kan generelt ikke forventes at være ligevægt mellem det plantesamfund, der aktuelt observeres, og de nuværende påvirkninger på naturområderne.

## Betydning for regulering og forvaltning

I forhold til national og international regulering understøtter analysen et fortsat behov for reduktion af kvælstofnedfaldet, hvis en målsætning om stop for tab af biodiversitet eller en konstant eller stigende andel af Natura 2000 arealer med gunstig bevaringsstatus skal kunne opfyldes. De beregnede niveauer af overskridelser af tålegrænserne for kvælstof gør det dog muligt at se dette i sammenhæng med plejestrategier, der målrettet fjerner kvælstof fra de naturtyper, hvor dette er muligt.

I forhold til lokal regulering, fx ved husdyrgodkendelser, er det værd at bemærke, at det selv med de her præsenterede forholdsvis lave tålegrænser ikke vil være 100 % af naturarealet, hvor tålegrænserne overskrides. Der er altså et potentiale for en differentieret regulering, der ikke lægger restriktioner på landbrugsdriften på enkeltejendomme, hvor dette ikke kan begrundes i et miljøhensyn baseret på overskridelse af tålegrænser, og som ville kunne medvirke til en mere omkostningseffektiv opnåelse af overordnede miljømål.

De metoder og redskaber, der er anvendt i den her præsenterede landsdækkende beregning, vil også kunne anvendes til beregning af lokalitetsspecifikke tålegrænser. Inddragelse af lokale jordbunds- og vegetationsdata vil give en mere præcis bestemmelse af kvælstofprocesser som fiksering, denitrificering og immobilisering, der har væsentlig betydning for tålegrænsen, og dermed reducere usikkerheden i de foretagne vurderinger. Lokalt

specifikke tålegrænser kan være højere, hvis der eksisterer langsigtede plejeplaner, der fjerner mere kvælstof end de landsdækkende scenarier uden at medføre andre uønskede effekter, og / eller det kan sandsynliggøres, at der ikke forekommer meget kvælstoffølsomme arter, og dette er i overensstemmelse med målsætningerne for området.

De præsenterede metoder, der kobler dynamiske jordbundskemiske modeller med modeller for planteforekomst, følger de seneste internationale anbefalinger og den metodeudvikling, der er foregået mhp. beregning af tålegrænser baseret på målsætninger for biodiversitet. Det anvendte sæt af indikatorer og kriterier kan kobles til relevante målsætninger, og beregningerne kan i stor udstrækning baseres på data. Metoderne er imidlertid stadig under udvikling og behæftet med forskellige kilder til usikkerhed, og der eksisterer ikke nogen videnskabelig konsensus eller autoritative anbefalinger vedr. valg af indikator og kriterium. Beregningerne må derfor foreløbigt ses som et supplement til de hidtidigt anvendte beregningsmetoder, hvor de understøtter tidligere anbefalinger (Miljøministeriet Skov- og Naturstyrelsen, 2003) af, at effektvurderinger ved anvendelse af de empirisk baserede tålegrænser må baseres på den lave ende af intervallet, medmindre en konkret vurdering understøttet af lokale data muliggør anvendelse af en højere værdi.

### **Forsknings-, udviklings-, og databehov**

På grund af de store tidsforsinkelser mellem påvirkninger og ændringer i jordbundskemi, planteforekomst og jordbundsstruktur vil det i praksis være nødvendigt at anvende modeller ved vurderinger, der har en længere tidshorisont end nogen få år.

Det er imidlertid et problem ift. anvendelse af modelberegninger, at der kun i meget beskedent omfang findes eller indsamles fysisk / kemiske data for terrestrisk natur, fx i overvågningsprogrammerne. De anvendte modelsystemer vil givetvis kunne forbedres ved at inddrage det omfattende datamateriale fra NOVANA programmet og ældre data fx fra DANVEG. Dette vil dog kræve en analyse og udviklingsarbejde.

Troværdigheden af modelberegnete scenarier vil i mangel af historiske data bedst kunne underbygges ved sammenligning med observerede udviklingstendenser. Der er derfor behov for at inddrage en forholdsvis hurtigt reagerende indikator på kvælstofstatus i overvågningen. Det vil generelt være sådan, at målingerne bliver sværere / dyrere / mere usikre jo længere man kommer fra påvirkning mod effekter. Depositionsindikatorer som N koncentrationer i mosser og laver kan være forholdsvis billige og robuste, medens indikatorer på fx ændringer i stofkredsløbet kan være dyrere og mere usikre at bestemme. Det skal endvidere erindres, at de anvendte modeller ikke beskriver tidsforsinkelserne ift. biologiske effekter. En mulighed kunne være en kemisk indikator, der reagerer hurtigere end C/N, og ikke først reagerer efter systemet er mættet med kvælstof. En mulighed kunne være mineraliserbart kvælstof, der er afprøvet i det britiske overvågningsprogram.

# Summary

## Background

The latest national calculations of critical loads and exceedances were made in 2006 as part of the preparatory work for the new approval act for livestock farms (Nielsen et al., 2006). Since then, significant progress in method development has been made. In recent years, the development has particularly focused on critical loads based on biodiversity endpoints, as biodiversity loss has had a major policy focus, in particular as a result of the EU Nature Directives and the CBD. Since 2006, there has been a significant improvement in the data available. Among other things, data from the national monitoring program for the aquatic and terrestrial environment (NOVANA), where the terrestrial part started in 2004, have become available, and national deposition monitoring and modeling has been developed, including local-scale calculations with a resolution of 400x400 m (Ellermann et al, 2011). This development has made it relevant to update the national mapping of critical loads and exceedances and to include indicators and criteria concerning biodiversity.

Despite the fact that there at European level has been substantial progress in the development of methods for the calculation of critical loads based on biodiversity endpoints, there is not yet scientific consensus or solid, international recommendations for the choice of methods, indicators and criteria at different scales. Calculations have been made on a European scale, but these calculations include only a limited number of habitats and have, so far, been based on relatively arbitrary criteria. The work presented here, therefore, attempts to clarify which methods, indicators and criteria there in a Danish context can be used for calculation and mapping of critical loads based on objectives for biodiversity and available data.

The calculations presented are based on current best practices and best available data. The selected methods are a coupling of dynamic soil chemical models with empirical / statistical-based plant occurrence models. It has, thus, been possible both to calculate critical loads for the main Danish Natura 2000 habitats and to make scenario analyses to identify plant species that have declined as a consequence of air pollution and can expect further decline if the current deposition continues. In addition to these analyses, the report includes an update of the recommendations concerning the use of empirically based critical loads and an analysis of the level of deposition changes that can be detected with statistical certainty on a single site with the use of data as collected in the NOVANA monitoring program.

## Methods

### Method Development

Biodiversity can be defined and measured in many ways at different scales and, similarly, a number of different ways exist to set targets for biodiversity. However, presently no authoritative national or international recommendation of indicators and criteria for an acceptable impact on biodiversity exists that can be used in calculating critical loads for biodiversity. A part of this study has therefore been an analysis aiming at finding an operative combination of indicators and criteria. The premise has been that the calculation has to be implemented with available and accepted tools and should be

based on available data from the NOVANA program. Furthermore, Indicators and criteria should be related to relevant policy objectives.

This analysis resulted in the use of a set of indicators and criteria related to the objective of halting the decline of biodiversity and, thereby, related to the targets of the CBD and the Habitats Directive. It has been a criterion for the choice of indicator, that the indicator must be based on a large number of species in order to reduce uncertainties in model calculations. In practice, the indicator used was, therefore, based on the occurrence probability of all nitrogen-sensitive (higher plant) species. Nitrogen-sensitive species are found as species where the calculated occurrence probability has been reduced by more than 5% from 1950 to 2010 due to air pollution. In practice, these species are found in a scenario calculation, where the trend in air pollution is based on time series data, while all other influences are held constant.

Development of a method for simulating the botanical sampling in the NOVANA program has also been included in the project in order to quantify the uncertainties in sampling and, hence, the thresholds of (botanical) change that can be measured in an area (Appendix 1).

#### **Method of calculating the effect scenarios, critical loads and exceedances of critical limits**

It was decided to conduct scenario and critical load calculations with a model system that is a further development of the previously developed EUDANA model system (Bak and Ejrnæs, 2004). The model system consists of the dynamic soil chemical model VSD and an empirical / statistical based plant occurrence model, MOVE. The MOVE model describes the occurrence probability of a number of plant species as a function of environmental parameters described by Ellenberg indicator values (de Wries et al., 2010). The use of Ellenberg indicator values was necessary in order to also have adequate data for more rare species, as the number of plots where only plant occurrence has been monitored far exceeded the number of plots with paired observations of plant abundance and soil chemistry. The link between the model components is based on empirical / statistical-based transfer functions between chemical soil parameters and Ellenberg indicator values. The establishment of the empirical / statistical-based relationships between Ellenberg indicator values and probability occurrence and the chemical parameters and Ellenberg indicator values are based on an assumption of equilibrium, which is not likely to be met in, for example, the Danish monitoring data from the NOVANA program. Therefore, the model used is based on Dutch and British work, where it has been possible to integrate older data from less polluted times and data from background areas. The British and Dutch data cover a climate area where it is justified to extrapolate the results to Denmark. The model system describes the temporal development of soil chemistry, but not the possible time lags between changes in soil chemistry and plant occurrence. Due to limitations in data and the technical implementation of the of the VSD model version used, it has been necessary to limit the total number of calculations. Data has, therefore, been aggregated by nature type and a calibration of the VSD model made, so that the model for each habitat type reproduces the values of soil pH and C / measured in the NOVANA program.

A number of scenario analyses have been made for individual habitats ranging back from 1900 onwards. The purpose of the calculations was to isolate the effect of changes in air pollution impacts, and all other influences have

therefore been kept constant in the calculations. This also means that for the semi-natural habitats, where management is necessary, a management regime with constant, low nitrogen removal giving a realistic average for the period was used.

The calculations of critical loads and exceedances have been made for individual nature types based on a criterion of halting the loss of biodiversity caused by air pollution in relation to different reference years. The selected reference years are 1950, 1992 and 2010. Reference years prior to 1950 have not been used, since the uncertainties in the calculations increase significantly when going further back in time. 1992 corresponds to the year the Habitats Directive entered into force and 2010 to the original target year for the CBD.

## **Results**

### **Critical loads and exceedances**

The calculated critical load ranges between 7-12, 7-11 and 3-10 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>, respectively, for 2010, 1992 and 1950 as reference year. The intervals indicate the spread between the habitat with the lowest, respectively highest tolerable limit. The variation of critical loads within a certain habitat type has not been quantified, but is expected to be at least equal to the variation between habitats. It is expected that a calculation with a more detailed use of local data will give a higher median value for each habitat than the calculated values. The calculated exceedances of critical loads for each habitat type lie between 0 and 5.6 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> with 1992 as reference year.

An update of recommended values for empirically based critical loads has been made based on the latest international recommendations. This update resulted in a reduction of critical load for seven Habitat Directive habitat types.

The calculated critical loads for biodiversity are in line with, or below the low range of, empirically based critical loads. This is especially true for some types of grassland. In this analysis, dune types have noticeably exceedances of the critical load. Previous analyses based on empirically based critical loads have shown relatively small exceedances for dune habitats. The latest update of empirically based critical loads has reduced the level for two of the dune habitats. The calculated critical loads for salt marsh is significantly lower than the empirically based critical loads, but this calculation is very uncertain, partly due to a lack of good data sources for nitrogen input from other sources, such as surface near runoff, partly because salinity is not included as a plant distributing factor in the model system used.

An analysis has been made of the species that are expected to have declined as a result of atmospheric nitrogen deposition. There is a total of 179 species, or approx. 11 % of the species observed in the NOVANA program (Appendix 1). 101 of these species are also Danish indicator species, Habitat Directive typical species, Annex 1 species and / or red-listed.

### **Scenarios, trends**

Scenario calculations indicate that atmospheric deposition of nitrogen and sulfur has had a significant effect on soil chemistry and plant communities on Natura 2000 habitats and thereby resulted in a dramatic decline for a number of nitrogen-sensitive species. A continuation of depositions at the

current level will, according to scenario calculations, result in a continued decline of these species and possibly the loss of some species, partly as a result of continued exposure of part of the natural area to deposition exceeding critical loads, partly as a result of the cumulative effect of previous impact.

The status and future development of a nature area affected by air pollution depend on the future load in relation to critical loads and the integrated effects of past impacts on soil chemistry and plant communities. There is no direct correlation between change in load and change in the rate of change of load and ecosystem status in the long term, although these parameters sometimes are used as a basis for regulation. Furthermore, no correlation was found between an area's critical load or exceedance of critical load and the level of deposition changes that will lead to measurable changes in the field. The analyses show that relatively large deposition changes are needed before a change in plant community at a single site can be measured with certainty using conventional monitoring methods.

There are likely significant time delays (decades) between changes in deposition, soil chemistry, plant communities and soil structure. Therefore, the currently observed plant communities cannot, in general, be expected to be in balance with the current impacts.

### **Implications for regulation and management**

The results of the analysis underpins the fact that there is a continuing need for reduction of nitrogen deposition through both national and international regulations, if the objective of halting the loss of biodiversity or a the objective of a constant or increasing share of Natura 2000 areas with favorable conservation status are to be met. The calculated levels of exceedances of critical loads for nitrogen make it possible to have an integrated approach to emission abatement and removal of nitrogen from natural habitats by nature management, at least for some habitat types.

It is worth noting that even with the relatively low critical loads presented here, 100 % of natural areas will not have exceedances, and this might be important to local regulation, e.g. livestock farm approvals. A potential for a differentiated regulation that does not place restrictions on agricultural operations on single properties where this cannot be justified, based on the exceedance of critical loads, therefore exists. This could contribute to a more cost-effective achievement of overall environmental goals.

The methods and tools used in the nationwide study presented here could also be used in the calculation of site-specific critical loads. Use of local soil and vegetation data will give a more precise determination of nitrogen processes such as fixation, denitrifikation and immobilization, which have a significant impact on the critical load, thus reducing the uncertainty in the assessments. Local-specific critical loads may be higher if long-term management plans are in place that remove more nitrogen than assumed in the national scenarios without causing other adverse effects, and / or if less nitrogen sensitive species occur on the site.

The presented methods with coupled soil geochemical models and plant occurrence models follow the latest international recommendations and developments of methods for calculating critical loads based on biodiversity endpoints. The set of indicators and criteria used can be linked to relevant objec-

tives, and the calculations are largely based on data. The methods are, however, still under development and subject to different sources of uncertainty, and there is no scientific consensus or authoritative recommendations concerning the choice of indicators and criteria. The calculations must, therefore, provisionally be seen as a supplement to previously used methods (Ministry of Environment Forest and Nature Agency, 2003). The findings support earlier recommendations that the use of empirically based critical loads should be based on the low end of the range, unless specific assessment supported by local data allows the use of a higher value.

### **Research, development, and data needs**

Because of the large time delay between exposures and changes in soil chemistry, plant abundance and soil structure, it will in practice be necessary to use models to make predictions or assessments that have a time horizon beyond a few years.

However, the problem in relation to the use of these modeling techniques is that only a very limited set of physical / chemical parameters has been included in monitoring programs for terrestrial nature. The model system used can undoubtedly be improved by involving more of the body of data from the NOVANA program and older data, e.g. from the DANVEG database. This will, however, require further analysis and development.

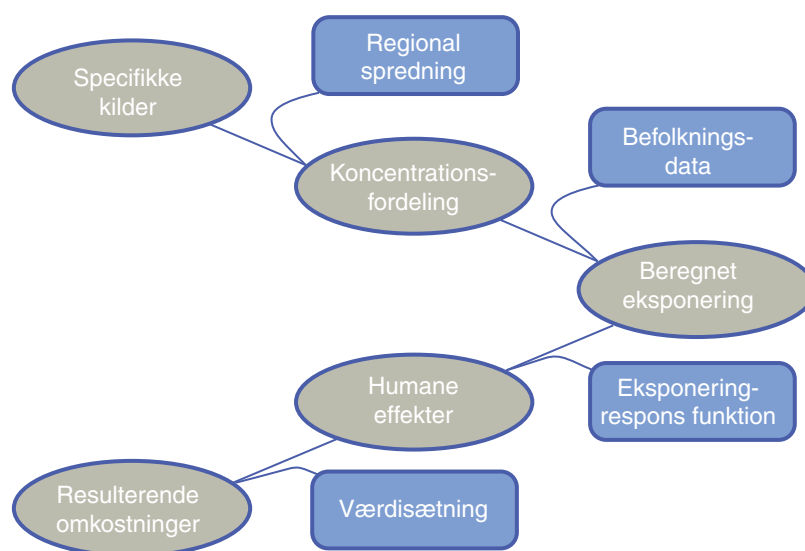
In the absence of historical data, the credibility of modeled scenarios could best be supported by comparison with observed trends. It is, therefore, necessary to involve a relatively responsive indicator of nitrogen status in the monitoring. Generally measurements are more difficult / expensive / more uncertain the farther one gets from exposure to effects. Deposition indicators, such as N concentrations in mosses and lichens, can be relatively cheap and robust, while indicators, such as changes in fluxes, can be expensive and difficult to determine. It should also be kept in mind that the models do not describe the delay in biological effects. One possibility is a chemical indicator that reacts faster than C/N and not only responds after the system is saturated with nitrogen. One option could be mineralizable nitrogen, which has been tested in the UK monitoring program.

# 1 Introduktion

Baggrunden for denne opdatering af danske, beregnede tålegrænser er et udviklingsarbejde, hvor EVA modellen ønskedes udvidet til at omfatte miljømæssige eksternaliteter. EVA modellen er udviklet som en udvidelse af den makroøkonomiske model ADAM, oprindeligt mhp. at kunne opgøre de helbredsrelaterede omkostninger fra luftforureningen fordelt på forskellige kilder og emissionssektorer. Den økonomiske værdisætning af effekter kaldes også for indirekte omkostninger eller eksternaliteter. Fx er der direkte omkostninger forbundet med produktionen af elektricitet i form af opførelse af kraftværker og forbrug af kul. Omkostninger forbundet med luftforureningen fra et kraftværk på fx befolkningens helbred betegnes derimod som indirekte omkostninger eller eksternaliteter.

Luftforurening har signifikante negative effekter på menneskers helbred og velbefindende, på tilstand og udvikling for natur og miljø, samt betydning for klimaet. Dette har væsentlige samfundsøkonomiske konsekvenser. EVA (Economic Valuation of Air pollution) modellen er baseret på den såkaldte 'impact-pathway' metode, med det formål at kunne opgøre eksterne omkostninger fra luftforureningen fordelt på de forskellige kilder og emissionssektorer. Den essentielle ide bag EVA-systemet er at bruge 'state-of-the-art' videnskabelige metoder i alle leddene af 'impact-pathway' kæden for at kunne understøtte politiske beslutninger med henblik på regulering af emissioner, baseret på den bedst tilgængelige viden. 'Impact-pathway' kæden dækker alle leddene fra udslip af kemiske stoffer fra specifikke kilder, over spredning og kemisk omdannelse i atmosfæren, eksponering, beregning af effekter, til den økonomiske værdisætning af disse effekter.

**Figur 1.1.** Princippet i opbygningen af EVA (Economic Valuation of Air pollution) modellen med prissætning af effekter på human sundhed som eksempel (Brandt m.fl., 2011).



Det er valgt i første omgang at basere vurderingen af effekter af luftforurening på arealer med overskridelser af tålegrænser for luftforurening. 'Impact-pathway' kæden bliver dermed tilsvarende den illustrerede kæde for humane effekter, idet koncentrationsfordelinger erstattes af depositionsfordelinger, eksponeringen baseres på kort over naturarealerne, og naturområdernes tålegrænser anvendes som baggrund for effektvurderingen (se også figur 1.4). Anvendelsen af tålegrænser ved vurdering af luftforureningseff-



fekter på natur og miljø følger gældende internationale anbefalinger og de metoder og beregninger, der er anvendt som grundlag for international regulering, som FN's Økonomiske Kommission for Europa (UNECE)'s Konvention om Langtrækkende, Grænseoverskridende Luftforurening (LRTAP) og EU's Emissionsloft Direktiv (NEC). Metoden følger også tidligere arbejder med prissætning af natur- og miljømæssige eksternaliteter, som ExternE projektet (ExternE, 2005), der også har dannet grundlag for arbejdet med EVA modellen ift. effekter på human sundhed (Brandt mfl., 2011).

Den seneste nationale beregning af tålegrænser og overskridelser heraf blev foretaget i 2006 som en del af forarbejderne til den ny husdyrgodkendelseslov (Nielsen mfl., 2006). Siden dengang er der sket væsentlige fremskridt i metodeudviklingen. Specielt har der de seneste år været fokus på at udvikle tålegrænser baseret på målsætninger for biodiversitet, fordi tab af biodiversitet har haft stor politisk fokus. Tab af biodiversitet vil dermed også være centralt i vurdering af eksternaliteter. Der findes imidlertid endnu ikke faste anbefalinger eller konsensus om indikatorer og kriterier for biodiversitet, der kan anvendes ved beregning af tålegrænser. Rapporten indeholder derfor en analyse af mulige kombinationer af indikatorer og kriterier for tab af biodiversitet. UNECE's anbefalinger vedr. empirisk baserede tålegrænser er opdateret i 2011, og rapporten indeholder derfor også en gennemgang af de opdaterede anbefalinger.

Rapporten indeholder dermed fire hovedelementer:

1. En introduktion til tålegrænsers videnskabelige grundlag og anvendelse i international miljøregulering, samt en introduktion til biodiversitet i relation til tålegrænser.
2. En beskrivelse af grundlaget for empirisk baserede tålegrænser og en opdatering af de anbefalede værdier baseret på de seneste internationale anbefalinger.
3. En analyse og vurdering af forskellige mulige indikatorer og kriterier for tab af biodiversitet mhp. anvendelse ved beregning af tålegrænser baseret på biodiversitetsmålsætninger.
4. Scenarieberegninger og en kortlægning af tålegrænser og overskridelser af tålegrænser for de danske Natura 2000 arealer baseret på en udvalgt målsætning for biodiversitet.

Derudover indeholder rapporten en beskrivelse af de anvendte beregningsmetoder og modeller, en diskussion af databehovet for de foretagne beregninger i relation til det eksisterende overvågningsprogram for terrestrisk natur, samt en diskussion af sammenhængen mellem naturpleje og – forvaltning og de beregnede tålegrænser og overskridelser.

## 1.1 Tålegrænser

Tålegrænser har siden starten af firserne været et vigtigt redskab i international miljøregulering og i miljøreguleringen i mange europæiske lande, specielt mhp. at begrænse effekterne af luftforurening på (primært) terrestriske økosystemer. Tålegrænser (engelsk: critical load) 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" (Nilsson & Grennfelt, 1988). Specifikt for kvælstof anvendes definitionen: "Den højeste deposition af kvælstof som  $\text{NH}_x$  og/eller  $\text{NO}_y$  hvorunder skadelige effekter på økosystemets struktur og funktion ikke forekommer vurderet med den nuværende

viden" (Werner og Spranger (red), 2006). I mange sammenhænge nævnes økosystemets karakteristiske arter desuden eksplicit. Arterne udgør både en væsentlig del af økosystemets struktur og har væsentlig betydning for økosystemets funktion. Tålegrænser forholder sig til den langsigtede bæredygtighed og de forventede langsigtede effekter af en given påvirkning. I praksis anvendes oftest et tidsperspektiv på 100 år for beregnede tålegrænser. Hvor der er behov for et kortere tidsperspektiv anvendes 'target loads', se nedenstående. 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 baseret på naturvidenskabelige metoder. Tålegrænsen er en egen-skab, der knytter sig til det enkelte naturområde. Den væsentligste anvendelse af tålegrænser har imidlertid været som grundlag for udarbejdelsen af effektbaserede kontrolstrategier for luftforurening på europæisk plan. Her anvendes arealet med overskridelser af tålegrænserne som effektindikator ved sammenligning mellem forskellige scenarier eller geografiske områder, typisk lande. I nogle sammenhænge suppleres arealet med overskridelser med den akkumulerede belastning over tålegrænsen ved sammenligning mellem forskellige scenarier. Den akkumulerede belastning over tålegrænsen har imidlertid ikke nogen klart defineret sammenhæng med effekter.

Tålegrænser har været centrale i udarbejdelsen af effektbaserede politikker på luftforureningsområdet i Europa, og anvendelsen af tålegrænser baseres derfor ofte på anbefalinger fra det videnskabelige arbejde med effekter af luftforurening i regi af FN's Økonomiske Kommission for Europa (UNECE). Dette gælder fx EU's emissionsloftdirektiv (NEC Direktivet) og anvendelsen af tålegrænser ved vurdering af kvælstofeffekter indenfor Habitatdirektivet og Biodiversitetskonventionen. I dansk national sammenhæng har anvendelsen af tålegrænser tidligere været central i arbejdet med ammoniakbehandlingsplaner, bufferzoneregulering, Vilhelm udvalgets arbejde og ved husdyrgodkendelser, specielt ift. VVM-screeninger og -godkendelser (Miljøministeriet Skov- og Naturstyrelsen, 2003). I den seneste nationale lovgivning, som fx den gældende lov om husdyrgodkendelse (BEK nr. 291 af 06/04/2011), er anvendelsen af tålegrænser dog erstattet af faste grænser for den acceptable merbelastning af berørte naturområder.

Ud over 'critical loads' opererer man med 'critical levels' og 'target loads'. Begrebet 'critical levels' refererer til det niveau, hvor koncentrationen af et stof i luften bliver så høj, at stoffet har en direkte skadelig virkning på vegetationen (Bull, 1991). 'Target loads' er belastningsmålsætninger, der anvender et andet – oftest kortere – tidsperspektiv end tålegrænser. 'Target load' vil iht. UNECE's anbefalinger altid være lavere end – eller lig med tålegrænsen, idet effekten af tidligere overskridelser af tålegrænsen indregnes, og der defineres en acceptabel tidshorisont for genopretning af en ønsket naturtilstand ('recovery'). I modsætning til den akkumulerede belastning over tålegrænsen har 'target loads' en klart defineret sammenhæng med effekter, men beregningen vil typisk kræve anvendelse af dynamiske modeller.

Den grundlæggende ide bag tålegrænser er at balancere effekten af depositioner på et område mod områdets evne til at buffre inputtet (fx syreneutralisering som følge af mineralforvitring) eller fjerne det fra systemet uden negative effekter indenfor eller udenfor systemet. Kvælstoffjernelse sker fx ved denitrificering, brand, udvaskning, permanent immobilisering og nettoeffekten af eventuel drift og naturpleje. Selv følsomme naturtyper kan tåle en vis kvælstofbelastning svarende til det naturlige niveau for tab af kvælstof.

Tabsprocesserne afhænger i nogen udstrækning af kvælstofniveauet, men fx forøget udvaskning eller kvælstoffjernelse ved pleje kan have negative effekter, fx en forøget forsuring. Tålegrænsen er altså en specifik egenskab ved selve økosystemet (i upåvirket tilstand) og afhænger derfor, i modsætning til 'target loads', ikke af det hidtidige depositionsniveau.

Tålegrænsen for kvælstof for et naturområde angiver et depositionsniveau, hvor områdets kvælstofstatus på lang sigt vil indstille sig på et ligevægtsniveau, der netop tillader opretholdelse af områdets struktur og funktion samt beskyttelse af de karakteristiske arter. Denne grænse afhænger af de lokale forhold og til en vis grad af målsætningen for området. Følsomheden af enkeltarter overfor ændringer i kvælstofstatus og jordbundens surhed vil være meget forskellig, og nogle arter som fx følsomme mosser og laver kan både reagere på for høje luftkoncentrationer og på depositionsniveauet uden at effekten er koblet til ændringer i jordkemien. Tilstedeværelsen af følsomme arter og en evt. målsætning om bevarelse heraf kan derfor være væsentlig for fastsættelsen af tålegrænser.

Når den samlede belastning ligger under tålegrænsen for et naturområde, forventes der ingen væsentlig negativ effekt. Hvis den samlede belastning ligger over tålegrænsen, forventes der en effekt, hvis relative betydning vil afhænge af belastningens størrelse, områdets tilstand, øvrige påvirkninger på området og den forløbne tid. Der kan være væsentlige tidsforsinkelser både mellem depositionsændringer og ændret kvælstofstatus og mellem kvælstofstatus og ligevægtsplantensamfundet.

Ved depositioner under tålegrænsen vil områdets kvælstofstatus, afhængigt af udgangspunktet, på lang sigt bevæge - eller holde sig under det acceptable niveau. Ved depositioner over tålegrænsen vil kvælstofstatus på lang sigt indstille sig på et niveau, der ikke sikrer opretholdelse af områdets struktur og funktion samt beskyttelse af de karakteristiske arter. En merbelastning, der ændrer totaldepositionen fra et niveau under - til et niveau over tålegrænsen vil, alt andet lige, ændre den forventede udvikling fra positiv til negativ og på længere sigt medføre negative ændringer af områdets tilstand. De forventede tidsforsinkelser kan som nævnt være meget lange, og på områder, hvor der er sket en væsentlig kvælstofakkumulering som følge af tidligere tiders depositioner, kan det være nødvendigt at reducere depositionen til et niveau under tålegrænsen for at fastholde eller opnå en ønsket tilstand indenfor en given tidshorisont.

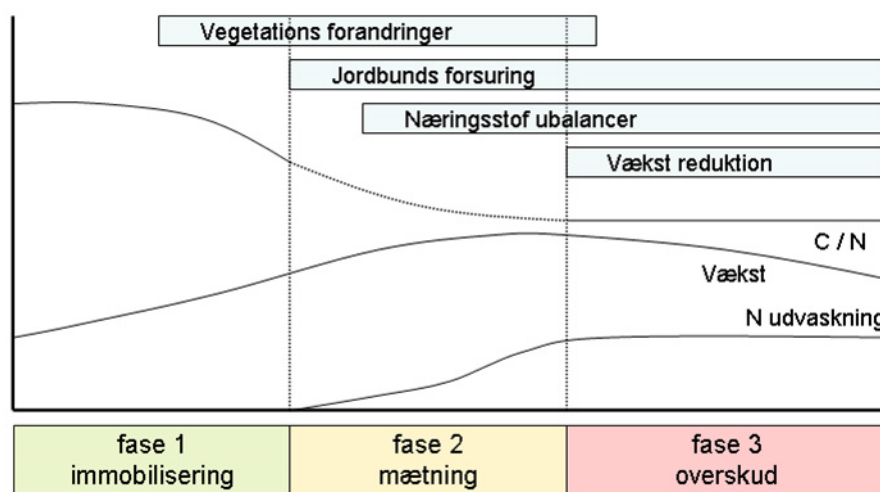
Man skal være opmærksom på, at anvendelse af en for høj tålegrænse baseret på en politisk valgt lav målsætning kan medføre irreversible ændringer, der umuliggør en senere opnåelse af en væsentligt bedre tilstand.

Figur 1.2 illustrerer et muligt tidsforløb af effekter, hvor et naturområde udsættes for en forøget kvælstofbelastning, der overskrider de naturlige tabsprocesser. Belastningen antages her ved figurens nulpunkt at være forøget fra et niveau under til et (konstant) niveau over de naturlige tabsprocesser. I den første fase vil der ske en vækstforøgelse, der medfører en forøget førneproduktion og på længere sigt en opbygning af jordens organiske puljer og et fald i C/N forholdet. Der kan optræde vegetationsforandringer, dels fordi nogle arter er følsomme for direkte effekter af kvælstof, dels som følge af påvirkning af plantekonkurrencen, og dels fordi en forøget kvælstoftilgængelighed påvirker rod-skudforhold og følsomheden for plantesygdomme forskelligt for forskellige arter. Ved tilstrækkeligt høje belastninger kan fase

2 af eutrofieringen indtræde, hvor systemet er kvælstofmættet og taber kvælstof ved udvaskning, enten permanent eller periodisk. Kvælstofudvaskning medfører jordforsuring og næringsstofubalancer, der kan medføre yderligere vegetationsforandringer og på længere sigt begrænse produktionen (fase 3). De forskellige faser af eutrofiering kaldes også systemets kvælstofstatus.

Tidsforløbet i eutrofieringsprocessen kan være meget langvarigt (årtier) afhængigt af, hvor meget den aktuelle deposition overskrider de naturlige tabsprocesser, størrelsen af denne overskridelse ift. systemets naturlige fluxe og puljer og tidsskalaen for naturlige, biologiske processer som vegetationsforyngelse. En tilsvarende figur kunne opstilles for det modsatte forløb, hvor depositionen reduceres til et niveau under de naturlige tabsprocesser. Kvælstofstatus vil da gradvist vende tilbage til et lavere niveau. I mange tilfælde vil der imidlertid være en væsentlig hysteres, således at genopretningsprocessen kan tage væsentligt længere tid, og systemet vil ikke i alle tilfælde af sig selv kunne vende tilbage til en før-forurenat tilstand. Dette kan fx skyldes, at nogle af de opbyggede puljer af organisk stof er meget langsomt omsættelige, jordens bufferevne kan være meget beskeden eller opbrugt, og biologisk genopretning i form af (gen) indvandring af tabte arter kan være meget langsom eller umulig.

**Figur 1.2.** Muligt tidsforløb af effekter, hvor et naturområde udsættes for en forøget kvælstofbelastning, der overskrider de naturlige tabsprocesser. (modificeret efter Gundersen, 1999).



**Tabel 1.1.** Typiske størrelser og omsætningshastigheder for kvælstofpuljer i (semi-) naturlige økosystemer. Variationen i puljestørrelser forventes at være omkring en størrelsesorden

	Pulje Størrelse (kg N ha <sup>-1</sup> )	Omsætningshastighed
N i biomasse og frisk førne	50	år til årtier
Uorganisk N i jordvand	0,5	dage
Frie aminosyrer	2	dage til uger
Mikrobiel N	50	uger til måneder
Hurtigt omsætteligt humus	5000	måneder til år
Langsomt omsætteligt humus		århundreder

Som det fremgår, vil der være forskellige effekter at måle på forskellige stadier af eutrofieringsprocessen. På grund af den store biologiske variation i

terrestriske økosystemer og de meget væsentlige tidsforsinkelser mellem påvirkning og effekt er det kompliceret og kræver typisk store overvågningsprogrammer og lange tidsserier at overvåge effekter af eutrofiering som følge af luftforurening. På lokal skala vil en dokumentation af effekten af små overskridelser af tålegrænsen på kort sigt være endnu vanskeligere. Appendix 1 indeholder et bidrag til en diskussion af målbarheden af biologiske effekter på forskellige skalaer.

Anvendelse af tålegrænser er som nævnt i den seneste nationale regulering som fx Husdyrgodkendelsesloven erstattet af faste grænser for acceptabel belastning ovenpå baggrundsdepositionen. En del af baggrunden herfor er, at det har været vurderet, at der på et enkelt naturområde/en specifik lokalitet findes en påvisningsgrænse på ca. 1 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> eller 10 % af belastningen, hvorunder det vil være vanskeligt over en overskuelig årrække og med et rimeligt ressourceforbrug at dokumentere effekten af en merbelastning med kvælstof (Miljøministeriet Skov- og Naturstyrelsen, 2003).

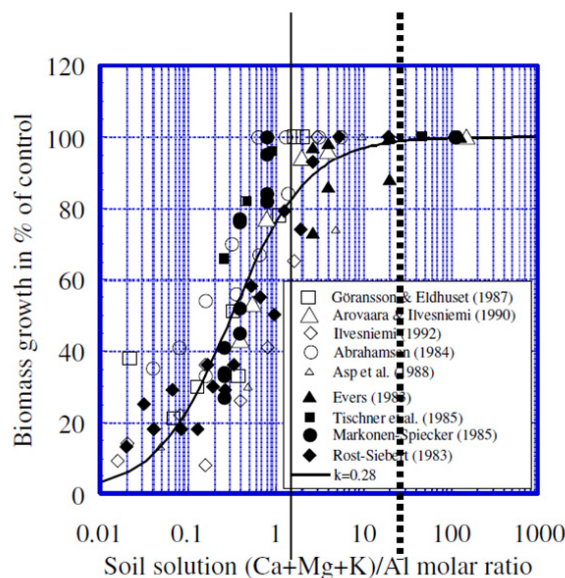
Det er imidlertid meget væsentligt at skelne mellem, hvad der kan forventes at være målbart på forskellige geografiske – og tidsmæssige skalaer og de forventede effekter. Grænsen for målbarhed afhænger ud over de naturgivne forhold og overskridelsen af tålegrænsen af den anvendte skala (tid og rum) og de anvendte ressourcer, hvorimod de forventede effekter indlysende kun afhænger af de naturgivne forhold (inkl. drift / pleje) og den akkumulerede effekt af overskridelser af tålegrænsen. Der er desuden stor forskel mellem de forventede (og målbare) effekter indenfor en kort tidsskala og de effekter, der typisk er anset for væsentlige ved fastsættelsen af tålegrænser. På kort sigt vil de målbare effekter af en depositionsændring primært være ændringer i kemiske koncentrationer i små og hurtigt reagerende puljer i økosystemet og ændringer i udbredelsen af meget følsomme arter som fx visse mosser og laver. Målsætningerne for fastsættelse af tålegrænser for kvælstof har derimod fx været træ sundhed og -produktion eller målsætninger for hele plantesamfundet og ikke for enkeltarter, fx baseret på biodiversitetsmål. Ændringer ift. sådanne målsætninger vil have en meget længere tidshorisont. Disse effekter optræder efter en lang proces, hvor jordens basemætning reduceres, og / eller der sker en opbygning af kvælstof og organisk stof i systemet. En forøget belastning vil, alt andet lige, fremskynde denne proces.

Der er forskellige metoder til at beregne eller bestemme tålegrænser. Den traditionelt hyppigst anvendte metode har været modeller, der søger at beregne mere langsigtede, jordmedierede effekter af eutrofiering og forsurening. Disse metoder er de senere år suppleret med såkaldte empirisk baserede tålegrænser, hvor effekter på økosystemerne iagttages i form af overvågning, eller (korttids) eksperimenter. De senere år er der desuden sket en væsentlig udvikling i anvendelsen af modelsystemer, der kobler påvirkning af jordkemi med effekter på plantekonkurrence og – forekomst. De tilgængelige metoder er nærmere beskrevet i kapitel 2 og 3.

Traditionelt har metoderne til beregning af tålegrænser taget udgangspunkt i en kausalitetskæde, hvor deposition -> (fører til) abiotiske effekter -> effekter på biologiske komponenter af økosystemet -> økosystem effekter. Ved beregningen af tålegrænser vendes denne kæde, så der tages udgangspunkt i en målsætning for en maksimal acceptabel effekt på et (udvalgt, følsomt) element af økosystemet. Effekten relateres til (overskridelsen af) en kritisk grænseværdi for en udvalgt (kemisk) indikator, og tålegrænsen beregnes

som det depositionsniveau, der på lang sigt vil sikre, at denne grænseværdi ikke overskrides. For forsurening har den mest anvendte indikator været det molære forhold mellem basekationer ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^{+}$  og  $\text{Na}^{+}$ ) og aluminium ( $\text{Al}^{3+}$ ) (BC/Al) i jordvæsken, fordi denne indikator både baseret på laboratorie- og feltdata har vist at sig at være godt korreleret med trætilvækst. Figur 1.3 viser et eksempel på de bagvedliggende data og anvendelsen heraf til fastsættelse af kritiske grænseværdier. Punkterne på figuren angiver sammenhænge mellem biomassetilvækst for træer og BC/Al i jordvæsken fundet i forskellige studier. Oftest er grænseværdierne som nævnt fastsat på baggrund af en *maksimal acceptabel skade*. Et acceptabelt niveau på 20 % reduktion i tilvækst leder til et kriterium på 1,2. Anvendelse af *forsigtighedsprincippet*, hvilket fx er et krav ifm. EU's naturdirektiver, dog ikke for trætilvækst, vil med de afbillede data lede til et kriterium omkring 4, givet variationen i observerede punkter, eller 22, hvis kriteriet fastlægges mhp. at undgå enhver observeret skade. Dette kan i praksis betyde en størrelsesorden lavere tålegrænser ift. et kriterium på 1,2 (Sverdrup (red), 2005). Hvis der i modsætning til tålegrænsen ønskes en kriterieværdi baseret på et *minimum* niveau af skade, der skal kunne observeres på alle lokaliteter, vil de afbillede data lede til et kriterium på 0,4, hvorunder alle observationer viser minimum 20 % vækstreduktion. Selvom data giver belæg for at forvente en sådan effekt, vil effekten dog ikke nødvendigvis være let at måle på en enkelt lokalitet på kort sigt.

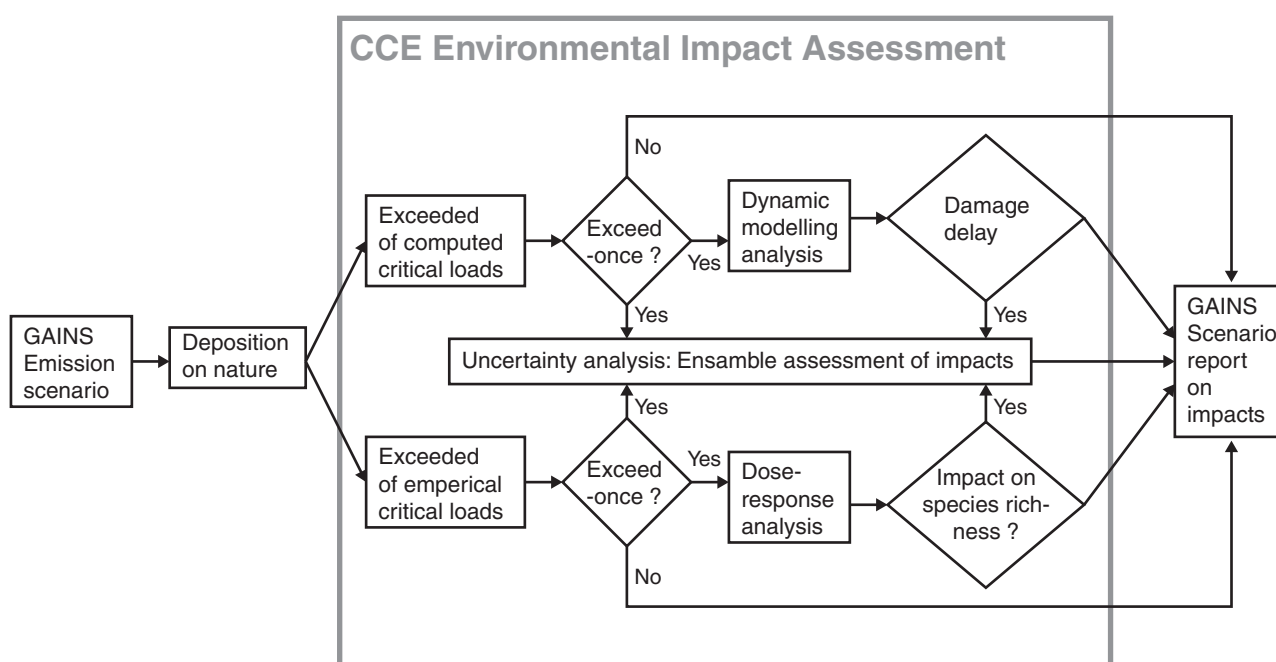
**Figur 1.3.** Empirisk baseret sammenhæng mellem træproduktion og jordens BC/AL forhold anvendt i tålegræseberegning for produktionsskov (Sverdrup (red), 2005). Den fuldt optrukne linje angiver grænseværdien ved en maksimal acceptabel skade på 20 %, medens den stiplede linje angiver en grænseværdi baseret på forsigtighedsprincippet.



Troværdigheden af beregnede tålegrænser for eutrofiering har i en årrække været begrænset af, at der har manglet kemiske indikatorer, der har kunnet relateres til relevante biologisk effekter fx på biodiversitet, dels af problemer med at definere acceptable niveauer for disse effekter – og måder at måle dem. Denne situation er forbedret i de seneste år, idet det dels er lykkedes at opstille kemiske indikatorer og grænseværdier herfor for et større antal relevante effekter (<http://www.icpmapping.org>), dels fordi udviklingen af koblete modelsystemer (de Wries mfl., 2010) mellem jordkemi og planteforekomst eller – plantekonkurrence har muliggjort en direkte beregning af tålegrænser for nogen af de relevante effekter uden anvendelse af et mellemtrin baseret på kemiske indikatorer og grænseværdier.

Tålegrænser er pga. det lange tidsperspektiv vanskelige at validere, jf. også diskussionen om målbarhed, så den videnskabelige underbygning vil oftest bestå i kvalitetssikring af de enkelte dele af beregningskæden og validering af de modeller og beregningsmetoder, der indgår heri. Troværdigheden af de beregnede værdier kan derudover underbygges ved at sammenligne beregninger foretaget med uafhængige beregningsmetoder og – datasæt.

Dette er også den aktuelle anbefaling fra UNECE vedr. anvendelsen af tålegrænser. Modelberegne- og empirisk baserede tålegrænser anbefales kombineret i en samlet risikovurdering, der både omfatter kvantitative vurderinger af usikkerheder og tidsforsinkelser og en kombination af resultaterne fra forskellige metoder i en såkaldt 'ensemble' analyse. Princippet i en sådan vurdering er skitseret i Figur 1.4.



**Figur 1.4.** Det aktuelt anbefalede system til effektvurderinger på europæisk skala kombinerer modelberegne- og empirisk baserede tålegrænser med doser respons funktioner, der knytter beregnede overskridelser af tålegrænserne til effekter på biodiversitet.

## 1.2 Biodiversitet

Biodiversitet ('biologisk diversitet'), betegner mangfoldigheden af biologisk liv og processer. Definitionen af biodiversitet er jfv. FN's biodiversitetskonvention: "mangfoldigheden af levende organismer fra alle kilder, herunder bl.a. terrestriske, marine og andre akvatiske økosystemer og de økologiske strukturer, de indgår i; begrebet omfatter mangfoldigheden inden for de enkelte arter og mellem arterne samt økosystemernes mangfoldighed". For nemheds skyld beskrives biodiversitet i konventionen på tre niveauer:

- økosystemdiversitet
- artsdiversitet
- genetisk diversitet

I gennemførelsen af biodiversitetskonventionen fokuseres der af praktiske grunde især på de to første niveauer, fordi vores viden om genetisk diversi-

tet stadigvæk er meget ringe. Groft sagt kan 'økosystemdiversitet' i dansk sammenhæng i praksis oversættes til 'mangfoldigheden af landskabs- og naturtyper', og 'artsdiversitet' til 'mangfoldigheden af arter'.

Biodiversitet skal forstås på tilstrækkelig stor skala for at give mening. På lille skala kan man let manipulere med antallet af arter – hvis man øger variationen i levevilkår, vil man typisk få flere arter. På lidt større skala kan det derimod vise sig, at visse arter eller levesteder/økosystemer er i tilbagegang over store regioner, typisk på grund af antropogene ændringer i arealanvendelsen, resurseudnyttelsen eller stofkredsløbene. De i et internationalt perspektiv sårbare eller truede arter eller økosystemer er omdrejningspunktet for biodiversitetsbeskyttelsen. Det er derfor ikke diversiteten af arter på det enkelte areal, som har betydning, men derimod det enkelte areals bidrag til overlevelsen af den biodiversitet, som er truet på en større geografisk skala.

En væsentlig del af både national dansk naturbeskyttelse og internationale aftaler og regulering er målrettet mod at beskytte den biologiske mangfoldighed – biodiversiteten. Et omdrejningspunkt herfor er Biodiversitetskonventionen, der er vedtaget af næsten alle verdens lande og har til formål at bevare den biologiske mangfoldighed både på økosystem-, arts- og genetisk niveau. Konventionen suppleres af Bern konventionen om beskyttelse af de vilde dyr og planter i Europa, og på EU niveau af Fuglebeskyttelsesdirektivet, Habitatdirektivet og Vandrammedirektivet, der sætter rammer for beskyttelse af arter og naturtyper.

Både den nationale danske naturbeskyttelse og EU's Habitatdirektiv har som udgangspunkt en beskyttelse af naturområderne, der ses som grundlaget for beskyttelse af dyre- og plantearterne, landskabet og mulighederne for at nyde og udnytte naturen. De internationale konventioner og direktiver har et større perspektiv end den nationale regulering, idet en art eller en naturtype kan være almindelig i et land, men truet globalt. Danmark har således i kraft af Habitatdirektivet et særligt ansvar for en række naturtyper, der er karakteristiske for – eller findes i Danmark, men på europæisk plan er i fare for at forsvinde i deres naturlige udbredelsesområde og / eller har et begrænset udbredelsesområde.

Der er gennem de seneste år kommet en øget fokus på koblingerne mellem natur- og luftforureningspolitikker. Beskyttelse af biodiversitet er en væsentlig målsætning i den igangværende revision af de europæiske luftforureningspolitikker, både i UNECE og EU regi (<http://gains.iiasa.ac.at/index.php/policyapplications/tsap>). Samtidig har der været en stigende erkendelse af, at luftforurening, specielt kvælstof eutrofiering, udgør en væsentlig trussel mod biodiversiteten. Overskridelse af tålegrænserne for luftforurening indgår således som indikator for trusler mod biodiversiteten i SEBI2010 og anbefales som indikator for trusler mod opretholdelse af gunstig bevaringsstatus i Habitatdirektivet (European Environment Agency. 2007, Hicks (red), 2011).

For at understøtte arbejdet med revision af de internationale aftaler om begrænsning af den grænseoverskridende luftforurening i UNECE regi (LRTAP Konventionens Göteborg protokol) er der de seneste år sket en væsentlig udvikling ift. at bestemme tålegrænser baseret på målsætninger for biodiversitet, både metodemæssigt og ift. de anvendte kriterier. De anvendte metoder er dels empirisk baserede sammenhænge mellem påvirkningen fra luftforurening og artsrigdom, dels integrerede jordkemi og plantefore-



komst / plantekonkurrencemodeller (Hettelingh mfl., 2009, Sloomweg mfl., 2010). De mest udbredte modelsystemer er koblinger mellem jordkemimodellerne SMART, eller den simple VSD model, og forskellige udgaver af planteforekomstmodellen MOVE. En sådan modelkobling har også tidligere været præsenteret i dansk sammenhæng i EUDANA projektet og anvendt til enkelte casestudier (Nielsen og Bak, 2003, Bak og Ejrnæs, 2004). I tilfælde, hvor der er behov for en bedre modellering af dækningen af de dominerende arter, kan dette modelsystem suppleres med plantekonkurrencemodeller som SUMO, der er en videreudvikling af CALLUNA modellen, der også tidligere har været anvendt i dansk sammenhæng (Heil og Bobbink, 1991, Wamelink mfl, 2001). Et tilsvarende modelsystem er SAFE-VEG, der er en udbygning af jordkemimodellen SAFE med et plantekonkurrencemodul (VEG). MOVE dækker et stort antal arter baseret på empiriske responsfunktioner for de enkelte arter, medens CALLUNA og SUMO dækker et begrænset antal funktionelle grupper af arter. VEG opererer ligeledes med funktionelle grupper af arter, men for et langt større antal grupper. Ud over disse modelsystemer findes BERN modellen, der modellerer sammenhængen mellem påvirkninger, jordkemi og sandsynligheden for forekomst af forskellige plantesamfund (associationer) (de Vries mfl., 2010).

En væsentlig udfordring ved anvendelse af de nævnte modelsystemer til modellering af effekter på biodiversitet er valget af biodiversitetsindikator og kriterium for væsentligheden af en given ændring. Problemstillingen diskuteres ofte ud fra eksempler som illustreret på figur 1.5, hvor en ændring i artssammensætning – og et fald i diversitet kan observeres på en lokalitet som følge af kvælstoftilførsel. For enkelte naturtyper som græslandstyper og underskov kan der etableres empirisk baserede sammenhænge mellem kvælstoftilførsel og diversitet (Stevens mfl., 2010, Bobbink, 2010). En sådan sammenhæng kan imidlertid ikke forventes at være en generel regel, idet et forøget kvælstofniveau kan medføre tilbagegang eller tab for nogle arter og fremgang eller indvandring for andre, herunder invasive arter og arter fra agerlandet.

**Figur 1.5.** Eksempler på forandringer af naturområder som følge af kvælstofdeposition. Kvælstofpåvirkede områder til højre.



For naturtyper som heder kan en effekt af forøget kvælstoftilførsel være en tilbagegang af de dominerende arter (dværgbuske) og en fremgang for kvælstofelskende arter, der fx kan medføre et observeret artsantal i 5 – m cirkler (se appendix 1). Som nævnt ovenfor er det imidlertid ikke diversiteten af arter på det enkelte areal, som har betydning, men det enkelte areals bidrag til overlevelsen af den biodiversitet, som er truet på en større geografisk skala. Dette kan gælde habitatkarakteristiske arter, men også et bredere spektrum af arter, fx i jordfaunaen, svampe mm., hvis levested er knyttet til de enkelte naturtyper. Der er desuden knyttet bevaringshensyn til naturtyperne selv af mange forskellige årsager, fx af kulturhistoriske-, rekreative-, landskabelige. Det er derfor vanskeligt at finde en enkelt indikator, der kan sammenfatte udviklingen i biodiversitet på landsplan. Denne problemstilling diskuteres yderligere i kapitel 4 på baggrund af analyser af NOVANA data.

## 2 Empirisk baserede tålegrænser

Tålegrænsen er en egenskab, der afhænger af de konkrete forhold på en lokalitet og kan således i princippet kun bestemmes ved inddragelse af lokale data. Hvor dette datagrundlag ikke eksisterer, kan der anvendes et sæt af såkaldt empirisk baserede tålegrænser. Der er i UNECE udarbejdet et sæt af internationalt anerkendte empirisk baserede tålegrænser for eutrofiering af de terrestriske naturtyper inklusiv skov samt af søer (Bobbink mfl. 2010). Resultaterne stammer fra gødsknings-eksperimenter, observation af vegetationsforskelle over en kvælstofdepositionsgradient og fra anvendelse af plantekonkurrencemodeller. Empirisk baserede tålegrænser vil pga. en kortere tidshorisont og mangler i datagrundlaget tendere til at være højere end konkret beregnede tålegrænser. Dette modvirkes i nogen udstrækning af, at grænserne er sat på baggrund af observationer af et forholdsvis bredt spektrum af indikatorer. De empirisk baserede tålegrænser har forholdsvis brede og overlappende intervaller for de enkelte naturtyper. Intervallerne er ikke usikkerhedsintervaller, men primært et udtryk for variationen i følsomhed indenfor naturtypen, idet tålegrænsen ikke primært afhænger af naturtypen, men af andre lokale forhold, og af naturgivne forhold, der kan variere væsentligt over en naturtypes udbredelsesområde. Det skal derfor understreges, at det ved anvendelse af empirisk baserede tålegrænser anbefales, at det er den lave ende af intervallet, der anvendes, med mindre der foreligger kendskab til lokale forhold, der gør en anvendelse af en højere værdi i intervallet relevant.

Danmarks Miljøundersøgelser udarbejdede i 2005 i samarbejde med Skov og Naturstyrelsen en oversættelse af de af UNECE anbefalede empirisk baserede tålegrænser til anbefalede intervaller for de danske habitat-naturtyper. Anbefalingerne fra UNECE opdateres løbende i takt med at ny videnskabelig viden bliver tilgængelig. Den seneste store revision blev foretaget i 2011 (baggrundsrapport: Bobbink mfl., 2010). Tabel 2.1 viser de anbefalede værdier fra 2005 samt de nye anbefalede værdier og den EUNIS klasse, anbefalingen er baseret på.

**Tabel 2.1.** Empirisk baserede tålegrænser. Tabellen viser tidligere nationale anbefalinger baseret på de dagældende anbefalinger fra UNECE (2005) og foreslåede ændringer baseret på de seneste opdaterede anbefalinger (2011). (baggrund: Bobbink mfl., 2010). \* angiver prioriterede typer for Danmark iht. Habitatdirektivet.

		2005	2011
11	<b>Havvand og tidevandsafhængige naturtyper</b>		
12	<b>Havklinter og stenede strande</b>		
1210	Enårig vegetation på stenede strandvolde		
1220	Flerårig vegetation på stenede strande		
1230	Klinter eller klipper ved kysten	15-25	
13	<b>Atlantiske og kontinentale strandenge og marskområder</b>		
1310	Vegetation af kveller eller andre enårige strandplanter, der koloniserer mudder og sand	30-40	
1330	Strandenge	30-40	
1340	* Indlands saltenge	30-40	

21	<b>Kystklitter langs Atlanterhavs-, Nordsø- og Østersøkysterne</b>			
2110	Forstrand og begyndende klitdannelser	10-20		
2120	Hvide klitter og vandremiler	10-20		
2130	* Stabile kystklitter med urteagtig vegetation (grå klit og grønsværklit )	10-20	8-15	B1.4
2140	* Kystklitter med dværgbuskvegetation (klithede)	10-20		
2180	Kystklitter med selvsåede bestande af hjemmehørende træarter	10-20		
2190	Fugtige klitlavninger	10-25	10-20	B1.8
2250	* Kystklitter med enebær	10-20		
23	<b>Indlandsklitter, som er gamle og kalkfattige</b>			
2310	Indlandsklitter med lyng og visse	10-20		
2320	Indlandsklitter med lyng og revling	10-20		
2330	Indlandsklitter med åbne græsarealer med sandskæg og hvene	10-20		
31	<b>Søer og vandhuller</b>	10-25		
3130	Ret næringsfattige søer og vandhuller med små amfibiske planter ved bredden	5-10		
3160	Brunvandede søer og vandhuller	5-10		
40	<b>Tempererede heder og krat</b>			
4010	Våde dværgbusksamfund med klokkelyng	10-25	10-20	F4.1
4030	Tørre dværgbusksamfund (heder)	10-20		
6	<b>Naturlig og delvis naturlig græsvegetation</b>			
6120	* Meget tør overdrevs- eller skræntvegetation på kalkholdigt sand	15-25		
6200	Delvis naturlig tør græs- og krat- vegetation			
6210	Overdrev og krat på mere eller mindre kalkholdig bund (* vigtige orkidélokalteter)	15-25		
6230	* Artsrige overdrev eller græsheder på mere eller mindre sur bund	15-25	10-15	E1.7
6400	Delvis naturlige fugtige enge med høj urtevegetation			
6410	Tidvis våde enge på mager eller kalkrig bund, ofte med blåtop	15-25	10-15	E3.5
6430	Bræmmer med høje urter langs vandløb eller skyggende skovbryn			
7	<b>Høj- og lavmoser</b>			
71	<b>Sure moser med tørvemosser</b>			
7110	* Aktive højmoser	5-10		
7120	Nedbrudte højmoser med mulighed for naturlig gendannelse	5-10		
7140	Hængesæk og andre kærersamfund dannet flydende i vand	10-15		
7150	Plantesamfund med næbfrø, soldug eller ulvefod på vådt sand eller blottet tørv	10-15		
72	<b>Kalkrige lavmoser</b>			
7210	* Kalkrige moser og sumpe med hvas avneknippe	15-25		
7220	* Kilder og væld med kalkholdigt (hårdt) vand	15-25		
7230	Rigkær	15-25	15-30	D4.1
91	<b>Skove i det tempererede Europa</b>			
9110	Bøgeskove på morbund uden kristtorn	10-20		
9120	Bøgeskove på morbund med kristtorn	10-20		
9130	Bøgeskove på muldbund	10-20		
9150	Bøgeskove på kalkbund	10-20		
9160	Egeskove og blandeskove på mere eller mindre rig jordbund	10-20		
9190	Stilkegeskove og -krat på mager sur bund	10-20		
91D0	* Skovbevoksede tørvemoser	10-20	10-15	G1.8
91E0	* Elle- og askeskove ved vandløb, søer og væld	10-20		

### 3 Modeller

Der er i afsnit 1.1 givet en introduktion til begrebet tålegrænser og en kort introduktion til de anvendelige metoder, medens kapitel 2 indeholder en beskrivelse af- og opdaterede anbefalinger vedr. empirisk baserede tålegrænser. Det er valgt i arbejdet med denne rapport at anvende et modelsystem, der kobler påvirkning af jordkemi med effekter på plantekonkurrence og – forekomst, VSD \_ MOVE eller EUDANA modelsystemet. Det er imidlertid valgt her også at give en kort gennemgang af de massebalancebaserede metoder, der i princippet er en (simplere) ligevægtsudgave af dynamiske modeller som VSD og dermed er et godt udgangspunkt for en introduktion af vigtige begreber og størrelser.

#### 3.1 Massebalancemodeller

Den simple massebalancemetode (SMB) har tidligere på europæisk plan og i nogle nationale danske beregninger været anvendt for skove, enge og overdrev. Metoden er baseret på simple massebalancer for forsurende og eutrofiierende forbindelser, hvor de forventede effekter er knyttet til overskridelsen af en kritisk værdi for en kemisk indikator. Metoden afhænger således af, at en sådan sammenhæng til relevante effekter kan etableres på et forsvarligt videnskabeligt grundlag. Tidshorisonten er ikke defineret, idet metoden bygger på en ligevægtssituation, men sættes oftest til omkring 100 år.

Tålegrænsen for forsurening er den samlede belastning med forsurende stoffer, et område kan tåle. Den samlede forsurende belastning fra luften er summen af svovl og kvælstof fratrasket tilførslen af basekationer (på ækvivalentbasis). Ammoniak tæller som syre i denne forbindelse, idet det antages, at udvaskningen af ammonium er forsvindende (komplet nitrificering). Ud fra ladnings- og massebalancebetragtninger kan balancen mellem til- og fraførsler fra jorden opstilles som:

$$\text{SO}_{4\text{ dep}} + \text{NO}_{3\text{ dep}} + \text{NH}_{4\text{ dep}} - \text{BC}_{\text{dep}}^* = \text{BC}_{\text{w}} - \text{BC}_{\text{u}} + \text{N}_{\text{u}} + \text{N}_{\text{de}} + \text{N}_{\text{i,crit}} - \text{ANC}_{\text{l,crit}}$$

hvor  $\text{SO}_{4\text{ dep}}$ ,  $\text{NO}_{3\text{ dep}}$  og  $\text{NH}_{4\text{ dep}}$  er den atmosfæriske belastning med S og N;  $\text{BC}_{\text{dep}}^*$  er tilførslen af syreneutraliserende kapacitet ved deposition af basekationer ( $\text{BC}_{\text{dep}}^* = \text{K}_{\text{dep}} + \text{Ca}_{\text{dep}} + \text{Mg}_{\text{dep}} + \text{Na}_{\text{dep}} - \text{Cl}_{\text{dep}}$ );  $\text{BC}_{\text{w}}$  er produktionen af syreneutraliserende kapacitet i jorden ved mineralforvitring;  $\text{BC}_{\text{u}}$  og  $\text{N}_{\text{u}}$  er nettooptaget af basekationer og kvælstof fra området målt som indholdet i materiale, der fjernes over en periode;  $\text{N}_{\text{de}}$  er denitrificering og  $\text{N}_{\text{i,crit}}$  permanent immobilisering af kvælstof og  $\text{ANC}_{\text{l,crit}}$  er tabet af syreneutraliserende kapacitet ved udvaskning. Alle størrelser indsættes som  $\text{keq ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  ( $\text{eq} \square \text{mol}_e$ ).

Den acceptable størrelse af  $\text{ANC}_{\text{l,crit}}$  er fastsat ved anvendelse af et kemisk kriterium baseret på forholdet mellem basekationer og aluminiumioner i jordvæsken. Der er i tidligere danske kortlægninger af tålegrænser anvendt et forhold mellem  $\text{Al}^{3+}$  og basekationer i jordvæsken på 1. Aluminiumkoncentrationerne kan relateres til brintionkoncentrationerne ved anvendelse af en udbytningskonstant,  $\text{KA}_{\text{lox}}$ :

$$[\text{Al}] = \text{KA}_{\text{lox}} [\text{H}]^a$$

Hvor typiske værdier af  $\text{KA}_{\text{lox}}$  og  $a$  er gengivet i tabel 3.1.

**Tabel 3.1.** Typiske værdier for  $\log_{10}KA_{\text{lox}}$  og  $a$ , hvor  $[Al] = KA_{\text{lox}} [H]^a$ .

Jordtype	Dybde (cm)	$\log_{10}KA_{\text{lox}}$	$a$
Alle	humuslag	-1,03	1,17
Sand	0-10	3,54	2,26
	10-30	5,59	2,68
	30-100	7,88	3,13
Silt	0-10	-0,38	1,04
	10-30	3,14	1,83
	30-100	4,97	2,21
Ler	alle	4,68	2,15
Humus	alle	1,41	1,85

Tabellen er medtaget her for at illustrere, at jordens surhed ikke kun vil være en følge af kombinationen af sur nedbør og mineraljordens bufferegenskaber i form af tekstur og mineralsammensætning, men specielt for topjorden i højere grad vil være en funktion af jordens strukturudvikling med forskellige jordbundshorisonter. Samspillet mellem de dominerende plantearter og jordens strukturudvikling vil derfor have afgørende betydning for udviklingen i jordbundssurhed. Dette er yderligere diskuteret i afsnit 5.4.

Indføres en definition tålegrænsen for 'faktisk' forsuring:  $CL(Ac_{\text{act}}) = BC_w - ANC_{l,\text{crit}}$ , kan den acceptable deposition af S og N ( $CL(S+N)$ ) skrives som:

$$CL(S+N) = BC_{\text{dep}}^* - BC_u + N_u + N_{\text{de}} + N_{i,\text{crit}} + CL(Ac_{\text{act}})$$

Fraførsel eller immobilisering af N kan ikke kompensere depositioner af S, men effekten af S kan betragtes separat, hvis alt deponeret N fjernes. Der kan derfor defineres maksimale og minimale grænser for S og N, der tilsammen afgrænser de kombinationer af depositioner af S og N, der ikke virker forsurende (jvf. figur 3.1):

$$CL_{\text{max}}(S) = BC_{\text{dep}}^* - BC_u + CL(Ac_{\text{act}})$$

$$CL_{\text{min}}(N) = N_u + N_{\text{de}} + N_{i,\text{crit}}$$

$$CL_{\text{max}}(N) = CL(S+N) = CL_{\text{min}}(N) + CL_{\text{max}}(S)$$

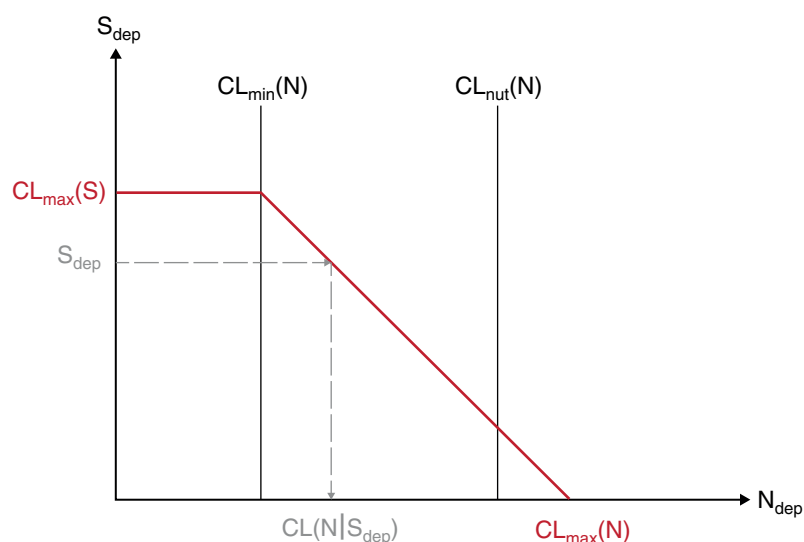
Relationerne er dog udtryk for en tilnærmelse, idet nogen af de indgående størrelser, specielt  $N_{\text{de}}$ , vil være depositionsafhængige.

På samme måde som for de forsurende stoffer kan tålegrænser for kvælstof baseres på en massebalancebetragtning:

$$N_{\text{dep}} + N_{\text{fi}} = N_u + N_i + N_{\text{de}} + N_{\text{le,crit}}$$

hvor  $N_{\text{F}_{\text{dep}}}$  er (den kritiske) deposition af N;  $N_u$ ,  $N_i$ ,  $N_{\text{de}}$  og  $N_{\text{fi}}$  er nettooptag, permanent immobilisering, denitrificering og kvælstoffiksering. På områder, hvor der ikke er udbredt forekomst af kvælstoffikserende arter, forventes fikseringen at ligge under  $3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ .  $N_{\text{le,crit}}$  er den kritiske udvaskning af N.

**Figur 3.1.** Kombinationer af depositioner for svovl og kvælstof, der ikke overskrider grænserne for forsurening og eutrofiering.



Der mangler i nogen udstrækning datagrundlag for fastsættelse af  $N_{le,crit}$  mhp. beskyttelse af artsdiversiteten eller enkeltarter. Anbefalede værdier fra UNECE's kortlægningsmanual er gengivet i tabel 3.2. (UNECE 2004) Udvaskningen udgør imidlertid kun en begrænset del af den samlede kvælstofbalance, og metoden er velegnet til at differentiere indenfor de angivne intervaller for de empirisk baserede tålegrænser.

**Tabel 3.2.** Anbefalede værdier for kritiske koncentrationer af N i jordvæsken.

<i>Vegetations forandringer (svenske data)</i>	$[N]_{acc} (mgN L^{-1})$
Lav til tranebær	0,2 – 0,4
Tranebær til blåbær	0,4 – 0,6
Blåbær til græs	1 - 2
Græs til urter	3 - 5
<i>Vegetations forandringer (hollandske data)</i>	
nåleskov	2,5 - 4
løvskov	3,5 – 6,5
græsland	3
Hede	3 - 6
<i>Andre effekter i skove</i>	
Næringsstof ubalancer	0,2 – 0,4
Forøget udvaskning / kvælstof mætning	1
Ændret biomasse af fine rødder / rodlængde	1 - 3
Følsomhed for frost og sygdomme	3 - 5

### 3.2 VSD-MOVE (EUDANA)

EUDANA modelværktøjet er et modelsystem, der kobler en dynamisk jordbundskemisk model med en empirisk baseret planteforekomst model. EUDANA modelværktøjet blev udviklet i 2003-2004 på basis af det hollandske SMART-MOVE modelsystem, hvor den jordbundskemiske model SMART blev erstattet af den simplere og mindre datakrævende model VSD for at muliggøre regionale anvendelser i Danmark (Bak og Ejrnæs, 2004). Modelværktøjet har dog i Danmark primært været anvendt til studier på enkeltlokaliteter som Idom hede (Nielsen og Bak, 2003). I Holland har der i en årække været fokus på biodiversitet i forvaltningen af natur og miljø. SMART-MOVE systemet indgår i Natuurplanner systemet (Latour mfl.,

1997), der anvendes både på national og regional skala, og der er siden sket en videreudvikling af MOVE (Bakkenes mfl., 2002). Udviklingen har, sammen med en forøget fokus på biodiversitet, inspireret et udviklingsarbejde i UNECE regi, hvor VSD-VEG modelsystemet forsøges anvendt på europæisk skala, jf. afsnit 1.2. I Tyskland er VSD-BERN modelsystemet udviklet til nationale anvendelser, i Sverige anvendes forSAFE-VEG, og i Storbritannien er der udviklet en national udgave af MOVE, GBMOVE, der kobles med forskellige jordbundskemiske modeller, fx MAGIC og VSD (de Wries mfl., 2009, Hetteling mfl., 2009)

VSD modellen er en simpel, dynamisk, jordbundskemisk model udviklet af UNECE's koordinationscenter for effekter, CCE (Bonten mfl., 2011). Modellen er i princippet en dynamisk udgave af den simple massebalancemodel (SMB), hvis væsentligste elementer er skitseret i afsnit 3.1. Der er dog inkluderet en simpel beskrivelse af omsætningen mellem de væsentligste organiske puljer, hvor der skelnes mellem

- Hurtigt omsætteligt, frisk førne (Cfe);
- Langsomt nedbrydeligt ('recalcitrant') frisk førne (Cfs);
- mikrobiel biomasse (Cmb);
- Langsomt nedbrydeligt humus (Chm).

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 og GBMOVE modellerne beregner sandsynligheden for forekomsten af udvalgte plantearter i (den hollandske / britiske) flora som funktion af gradienter i næringsstoffer, grundvandsstand og pH (Latour mfl. 1997). Grundlaget for MOVE / GBMOVE er multiple logistiske regressionsmodeller for forekomsten af plantearter i prøvefelter som funktion af disse prøvefelters kalibrerede Ellenberg-værdier for fugtighed, pH og næringsstofniveau. De kalibrerede Ellenberg-værdier er gennemsnittet af de i prøvefeltet forekommende arters indikatorværdier, idet størstedelen af det tilgængelige datamateriale er presens / absens data.

Responsfunktionerne i MOVE/ GBMOVE er udviklet med udgangspunkt i et meget stort antal vegetationsplot med presens / absens data over de forekommende arter. Sandsynligheden for at en planteart forekommer på en lokalitet, kan beregnes på baggrund heraf, jvf. figur 4.5 og 5.6. Modellen vil normalt kunne bruges til beregning af effekten af en påvirkning på et plantesamfund, medens resultaterne for enkelte plantearter er for usikre. De enkelte regressionsfunktioner har formen:

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

Hvor  $f(x)$  beregnes som:

$$f(x) = y + b_1 * F + b_2 * F^2 + b_3 * R + b_4 * R^2 + b_5 * N + b_6 * N^2 + b_7 * F * R + b_8 * F * N + b_9 * R * N$$



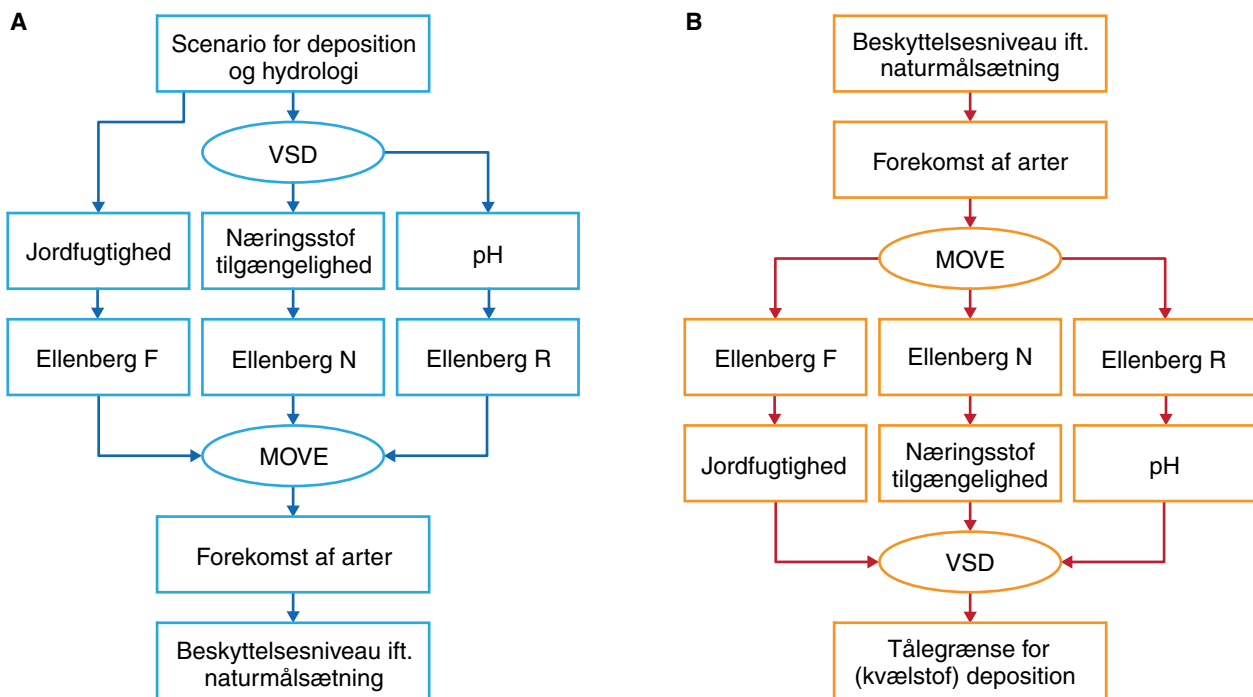
$P$  er forekomst sandsynligheden for en art,  $f(x)$  en lineær prædiktør,  $y$  og  $b_1$ - $b_9$  er skæring og prædiktionskoefficienter for arten og  $F$ ,  $R$ , og  $N$  er Ellenberg-indikatorværdier.

For at kunne relatere Ellenberg-værdierne til målte, abiotiske variable, er der opstillet statistisk baserede regressionsfunktioner for forholdet mellem Ellenberg- $N$  og kvælstoftilgængelighed, målt som  $C/N$  ratioer i jorden og / eller  $NO_3$  koncentrationen i jordvand, Ellenberg- $F$  og jordfugtighed og Ellenberg- $R$  og  $pH$  i jordbunden (Ertsen mfl., 1997, Smart mfl., 2005, Schaffers og Sýkora, 2000).

Grunden til, at der anvendes en tottrinsproces, hvor forekomstsandsynligheden for de enkelte arter beskrives ud fra Ellenberg indikatorværdier, og disse relateres til kemiske variable gennem overførselsfunktioner, ligger i det tilgængelige datagrundlag. Ved udviklingen af modellen har der kun været data til rådighed for få tusinde punkter med samhörørende observationer af jordkemi og planteforekomst. En statistisk model baseret på disse observationer ville kun kunne anvendes for et begrænset antal ( $< 100$ ) af de hyppigst forekommende arter. For at udvide modellens dækning til et større antal arter, herunder mere sjældne, har det været nødvendigt at inddrage data fra flere hundredetusinde punkter, hvor der kun er observeret planteforekomst, og forekomstsandsynligheden er derfor beskrevet ud fra Ellenberg indikatorværdier. Der ligger imidlertid en væsentlig usikkerhed heri, og såvel kvalitet som kvantitet af datagrundlaget for de enkelte arter varierer. Modellen kan dermed ikke forventes at kunne bruges med pålidelighed for enkeltarter, men nok for større grupper af arter. Tilsvarende vil forudsigelseskraften for enkeltlokaliteter forventes at være begrænset, og beregninger herfor vil kun kunne bruges i en risikovurderings sammenhæng.

Effekten af en ændring af  $fx$  surhed eller næringsstoftilgængelighed for forekomstsandsynligheden af de enkelte arter afhænger af de øvrige plante fordelende faktorer, hvor kun fugtighed er omfattet i MOVE. Det kan dermed være problematisk at anvende modellen for områder, hvor  $fx$  temperatur og kontinentalitet afviger væsentligt fra det område, hvor datagrundlaget stammer fra. Det er i denne sammenhæng anset for relevant at anvende en kombination af hollandske og britiske data for Danmark.

MOVE kan kobles til VSD, der kan bruges til at beregne udviklingen i de aktuelle miljøvariable som funktion af menneskelige påvirkninger ( $fx$  eutrofiering som følge af kvælstofdeposition). Metoden kan opsummeres i følgende: VSD kan bruges til at beregne miljøkonsekvenserne af ændrede scenarier for hydrologi og deposition (fig. 3.2 A). Disse konsekvenser er input til beregning i MOVE af konsekvenserne for plantearter. Resultaterne for enkeltarter kan siden aggregeres til naturtypeniveau. 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. artssammensætning 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 VSD.



**Figur 3.2.** VSD-MOVE modelsystemet. Modelsystemet kan anvendes både til beregning af effekter for forskellige depositions-scenarier (venstre side) og til beregning af tålegrænser (højre side).

VSD – MOVE konceptet er simpelt og giver mulighed for at håndtere biodiversiteten direkte ved at inddrage et repræsentativt udsnit af en vigtig taksonomisk gruppe (planterne) i en samlet analyse af effekter af N-deposition. Det er derfor valgt at basere analyserne i dette studie på anvendelse af modellen. I forhold til EUDANA modellen, der blev udviklet i 2004, er der som beskrevet sket en videreudvikling på en række områder, i Holland ifm. udviklingen af MOVE II, og i Storbritannien ifm. udviklingen af GBMOVE. Resultater herfra har indgået i en opdatering af EUDANA modelsystemet, der bl.a. har medført, at antallet af arter, der indgår i modelleringen, har kunnet udvides fra 667 til 948, og at det ved scenarieberegninger har været muligt at anvende et bredere spektrum af overføringsfunktioner mellem Ellenberg indikatorværdierne og relevante miljøvariable som C/N og  $\text{NO}_3$  koncentrationer i jorden. Det har her været væsentligt at kunne kombinere de hollandske og britiske modelversioner, fordi kvælstofstatus målt på plantesamfundet ved lav kvælstofpåvirkning og langsom udvikling i kvælstofstatus normalt er bedst relateret til C/N, medens der ved højere påvirkninger og hurtigere ændringer formentlig vil være en bedre relation til fx  $\text{NO}_3$  koncentrationer.

På længere sigt vil det være ønskværdigt i højere grad at inddrage danske data i en videreudvikling af EUDANA systemet. Dette har ikke kunnet gøres alene på basis af data fra NOVANA programmet, idet specielt etablering af overførselsfunktioner forudsætter data fra en situation tæt på ligevægt og fra et bredt spektrum af eutrofierings- og forureningstilstande. En sådan udvikling vil derfor kræve inddragelse af ældre data, fx fra DANVEG, og et større analysearbejde, der har ligget udenfor det mulige i dette projekt.

## 4 Indikator og kriterium for biodiversitets-effekter

Som beskrevet i kapitel 1 er tålegrænser en egenskab, der knytter sig til – og kan beregnes for enkelte naturarealer, medens anvendelsen oftest er som effektindikator for større geografiske områder, hvor arealet med overskridelser anvendes som indikator ved sammenligning mellem forskellige scenarier.

Ved beregning af tålegrænser baseret på målsætninger for biodiversitet er der dermed tre centrale problemstillinger, der må adresseres:

1. Hvilken del af biodiversiteten skal anvendes som målsætning ved lokale beregninger
2. Hvad er en relevant indikator og et kriterium for fastsættelse af en lokal tålegrænse til beskyttelse af denne biodiversitet
3. Hvordan opskaleres fra de lokale beregninger til en meningsfyldt indikator på landsplan eller til et meningsfyldt sæt af indikatorer.

Alternativt kan punkt 2 erstattes med en dosis-effekt relation, der kobler luftforureningspåvirkning med en biodiversitetsindikator, hvorved det ikke vil være nødvendigt at fastsætte en kritisk værdi for den anvendte indikator. Beregningerne vil også ved anvendelse af dosis-effekt relationer skulle udføres lokalitetsspecifikt, idet både naturens følsomhed for luftforurening og den atmosfæriske deposition varierer fra sted til sted, men opskaleringen vil være mere kompliceret. Anvendelse af en kritisk værdi (tålegrænser) har den fordel, at de således beregnede værdier på lokalitetsniveau kan kombineres med beregninger og kriterier baseret på en beskyttelse af andre elementer af økosystemets struktur og funktion. Tålegrænsen for lokaliteten vil være den laveste af de beregnede værdier, idet dette depositionsniveau vil beskytte alle de ønskede elementer af økosystemets struktur, funktion og arter (jf. også figur 1.4)

Ved de analyser, der hidtil er brugt som grundlag for internationale aftaler om begrænsning af den grænseoverskridende luftforurening i UNECE og EU regi, er det samlede areal med overskridelser af tålegrænsen eller den akkumulerede belastning over tålegrænsen brugt som effektindikator. Denne tilgang er problematisk ifm. målsætninger for biodiversitet, idet naturtyperne har meget forskellig udbredelse. Betydningen af at tabe fx 5 % af en udbredt naturtype er indlysende ikke det samme som helt at miste nogen af de arealmæssigt små naturtyper. I hidtidige danske kortlægninger af tålegrænser til nationale formål er der derfor ikke foretaget en sådan aggregering, men andelen af arealer med overskridelse af tålegrænsen er opgjort for hver (§3-) naturtype baseret på beregninger for de enkelte naturområder. I princippet kan en sådan opgørelse være en udmærket indikator på biodiversitetseffekter, hvis de plantesamfund, der beskyttes af lokale tålegrænser, tilsammen sikrer biodiversiteten på biogeografisk- og landsskala. En rapportering på hovednaturtyper falder også i tråd med nyligt arbejde vedr. biodiversitets-trends på Europæisk skala, hvor det har været foreslået at rapportere på 'økoregioner', der er de biogeografiske regioner opdelt på de 10 øverste EUNIS klasser. I dette forslag skulle data aggregeres fra 'byggeblokke' udgjort af nationalstaterne opdelt på de 10 øverste EUNIS klasser (de Heer mfl, 2005).

Biodiversitet er ikke et begreb med en entydig videnskabelig definition, og der findes en række definitioner og indikatorer med forskellig anvendelse. Miljøagenturet har opstillet en lang liste over 655 mulige biodiversitetsindikatorer, der kan sammenfattes i 26 hovedgrupper baseret på forskellige biotiske, abiotiske, administrative og samfundsmæssige indikatorer (European Environment Agency, 2003, 2007). Biodiversitetsindikatorer baseret på artsobservationer kan generelt udtrykkes på formen  $H = \sum_{i=1,n} wt_i$ , hvor H er biodiversitetsindikatoren, n det totale antal arter, og  $wt_i$  en vægtfaktor for de enkelte arter. Vægtfaktoren kan baseres på forskellige kriterier:

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 baseret på rødlisten, fx vægtet efter udryddelsesrisiko
4. Vægtning baseret på ønskværdigheden af forskellige arter i en bestemt sammenhæng, fx habitattypiske arter iflg. Habitatdirektivets annex 1, eller forekomst / frekvens for arterne baseret på naturtypen i en reference-situation
5. Vægtning efter funktionelle grupper.

Ideelt set bør en indikator være intuitivt forståelig og økologisk meningsfuld, kunne kvantificeres på baggrund af (let) tilgængelige data, være skala-uafhængig og sammenlignelig mellem forskellige regioner, og være politik-relevant (van Dobben mfl., 2009). Indikatoren skal til brug ved beregning af tålegrænser for luftforurening være følsom overfor effekter heraf. Hvis der anvendes beregningsmetoder baseret på empirisk baserede planteforekomst modeller (som MOVE), vil det endvidere være nødvendigt at anvende en indikator baseret på et forholdsvis stort antal arter, idet usikkerheden i scenarioberegninger for enkeltarter vil være meget stor. Politik-relevansen kan fx ses i forhold til EU's Habitatdirektiv

(<http://www.euo.dk/dokumenter/retsakter/pop/392L0043/>), Biodiversitetskonventionen (CBD 1992) og den nationale rødliste (IUCN 2003).

De hidtil præsenterede europæiske tålegrænseberegninger baseret på målsætninger for biodiversitet har været baseret på beregning af tålegrænser og overskridelser af tålegrænserne for enkelte naturområder baseret på forholdsvis arbitrære kombinationer af indikatorer og kriterier. UNECE's koordinationscenter for effekter, CCE, har i de seneste statusrapporter præsenteret beregninger på europæisk skala baseret på et acceptabelt niveau af ændring i et beregnet biodiversitetsmål, fx artsrigdom for græsland og Sørensen indeks for skov (Hettelingh mfl., 2009, Posch mfl., 2011). Beregningerne er baseret på empiriske sammenhænge mellem kvælstofdeposition og indikator. Der er i beregningerne anvendt en kritisk værdi på 5 % acceptabelt tab / ændring for de enkelte naturområder begrundet i beregningsusikkerheder og ikke relateret til nogen politisk målsætning (Slootweg mfl., 2011). Beregningerne omfatter kun græsland og underskovsvegetation og vægter arealer af disse naturtyper lige ved aggregering på større skala. De beregnede tålegrænser giver mindre areal med overskridelse af tålegrænserne end fx anvendelse af empirisk baserede tålegrænser. Sverdrup (red), 2005 har præsenteret beregninger baseret på et kriterium for acceptabel ændring, der accepterer 30-50 % ændring i dækning for dominerende arter, fordobling eller halvering i dækningen af subdominerende arter, og tab eller tilgang af én marginal art pr. lokalitet. Disse foreslåede kriterier er heller ikke relateret til

nogen politisk målsætning. Rowe mfl., 2009 har foreslået en indikator baseret på nationalt definerede sæt af plus og minusarter for hver naturtype relateret til nationale kriterier for gunstig bevaringsstatus ift. Habitatdirektivet, og van Dobben & Wamelink, 2009 har foreslået en rød-liste baseret indikator, hvor arterne vægtes efter deres relative forekomst hyppighed og frem eller tilbagegang. Disse indikatorer kan anvendes til opstilling af dosis-effekt relationer, men der er ikke konkret foreslået, hvordan der opskaleres og evt. aggregeres på tværs af naturtyperne. I Holland er der foretaget nationale beregninger af tålegrænser baseret på biodiversitetsmålsætninger. Her anvendes en 'referencetilstand' for et stort antal (139) vegetationstyper som målsætning, hvor referencetilstanden er fastsat fra historiske data primært fra '50'erne og '60'erne. Denne beregning giver forholdsvis høje tålegrænser med et gennemsnit på 23 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> (van Dobben mfl., 2006)

Der findes med andre ord ikke nogen solid, international anbefaling af en kombination af indikator og kriterium, der kan anvendes i en national kortlægning af tålegrænser baseret på målsætninger for biodiversitet. Både til europæiske og nationale formål ville det imidlertid være en fordel, hvis der kunne opstilles en indikator, der sammenfattede biodiversitetseffekter i et enkelt tal, bl.a. for at lette sammenligningen mellem scenarier og beskrivelsen af udviklingstendenser. Det er derfor valgt at foretage en belysning af fordele og ulemper ved anvendelse af forskellige kombinationer af mulige indikatorer og kriterier ved analyse af datamaterialet fra NOVANA overvågningsprogrammet. Der er i første omgang fokuseret på diversiteten af habitater og (højere) plantearter, dels af praktiske grunde, dels pga. begrænsningerne i datamaterialet, dels fordi det kan antages, at en påvirkning af den samlede biodiversitet vil ske gennem påvirkninger af plantesamfundet. (Scherber mfl., 2010) Analysen er afgrænset til national skala, selvom de i Habitatdirektivet definerede biogeografiske regioner også ville være en relevant skala. Den nationale skala er valgt pga. relevansen for nationale politikker, der ikke kun understøtter internationale aftaler.

Analysen omfatter:

1. En analyse af arternes fordeling på naturtyper og af hvilke arter, der kan forventes at være følsomme for effekter af eutrofiering og forsurening.
2. En analyse af forskellige grupper af biodiversitetsindikatorers anvendelighed for beregning af tålegrænser eller opstilling af dosis-effekt relationer for atmosfærisk deposition af S og N. Analysen er foretaget for forskellige diversitetsindeks, sæt af indikatorarter, og for artsindekset, der indgår i det danske indeks for naturtilstand. Der er ikke set på indeks baseret funktionelle grupper af arter.
3. Diskussion og valg af indikator og kriterier for tålegrænseregninger.

Der er både set på muligheden for at opstille en samlet effektindikator, der kan anvendes på landsplan, og for indikatorer, der kan anvendes naturtypevis, eller evt. for hovednaturtyper.

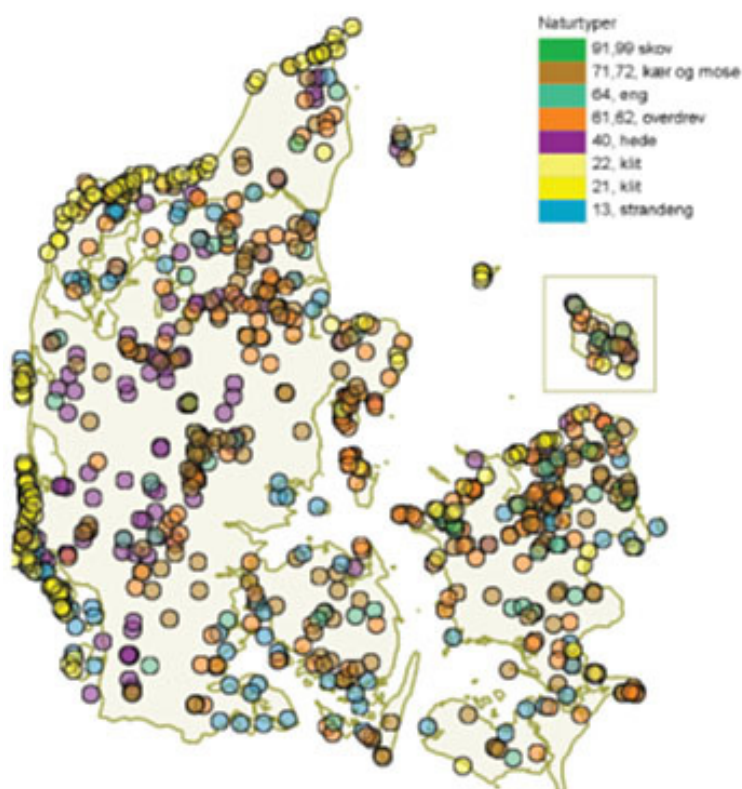
#### **4.1 NOVANA data**

NOVANA overvågningsprogrammet er det danske nationale overvågningsprogram for vandmiljøet og den terrestriske natur, bl.a. etableret mhp. at følge resultaterne af de nationale Vandmiljøplaner og opfylde rapporteringsforpligtigelserne i EU's Habitatdirektiv. Den terrestriske del af programmet omfattede i den første programperiode fra 2004-2010 18 lysåbne og 10 skovdækkede naturtyper ud af de 45 primært terrestriske naturtyper defineret i

Habitatdirektivets Annex 1, der forekommer i Danmark. Da naturtyperne ofte forekommer i mosaik på de enkelte stationer, giver programmet dog også en vis dækning for en del af de ikke omfattede naturtyper. Overvågningsprogrammet for den lysåbne natur består af 202 intensive stationer, fortrinsvist beliggende i de udpegede habitatområder, og 763 ekstensive stationer, placeret både inden for og uden for habitatområderne. De intensive stationer overvåges årligt, medens de ekstensive stationer kun overvåges én gang i perioden. Skovprogrammet, der først startede i 2007, består af 122 intensive stationer.

Overvågningen af stationerne omfatter typisk 20, 40 eller 60 tilfældigt udlagte prøvefelter. Et prøvefelt består inderst af et 0,5 m x 0,5 m kvadrat (prøvefeltersrammen) som centrum i en cirkel med radius på 5 meter. I prøvefeltersrammen bestemmes arter, dækning, vegetationshøjde etc. ved pinpoint analyse, medens der i 5 m cirklen bl.a. etableres en artsliste. Ud over vegetationsanalyserne udtages der, afhængigt af naturtypen, jord-, vand- og planteprøver til kemiske analyser. Der er sammenlagt registreret vegetationsstruktur og artssammensætning på 70.743 prøvefelter, hvoraf tre ud af fire ligger inden for habitatområderne. Af disse tilhører 1.100 felter en af de habitatnaturtyper, der ikke er omfattet af overvågningen i den første programperiode.

**Figur 4.1.** Placering og hovednaturtype for de NOVANA stationer, der er anvendt som datagrundlag

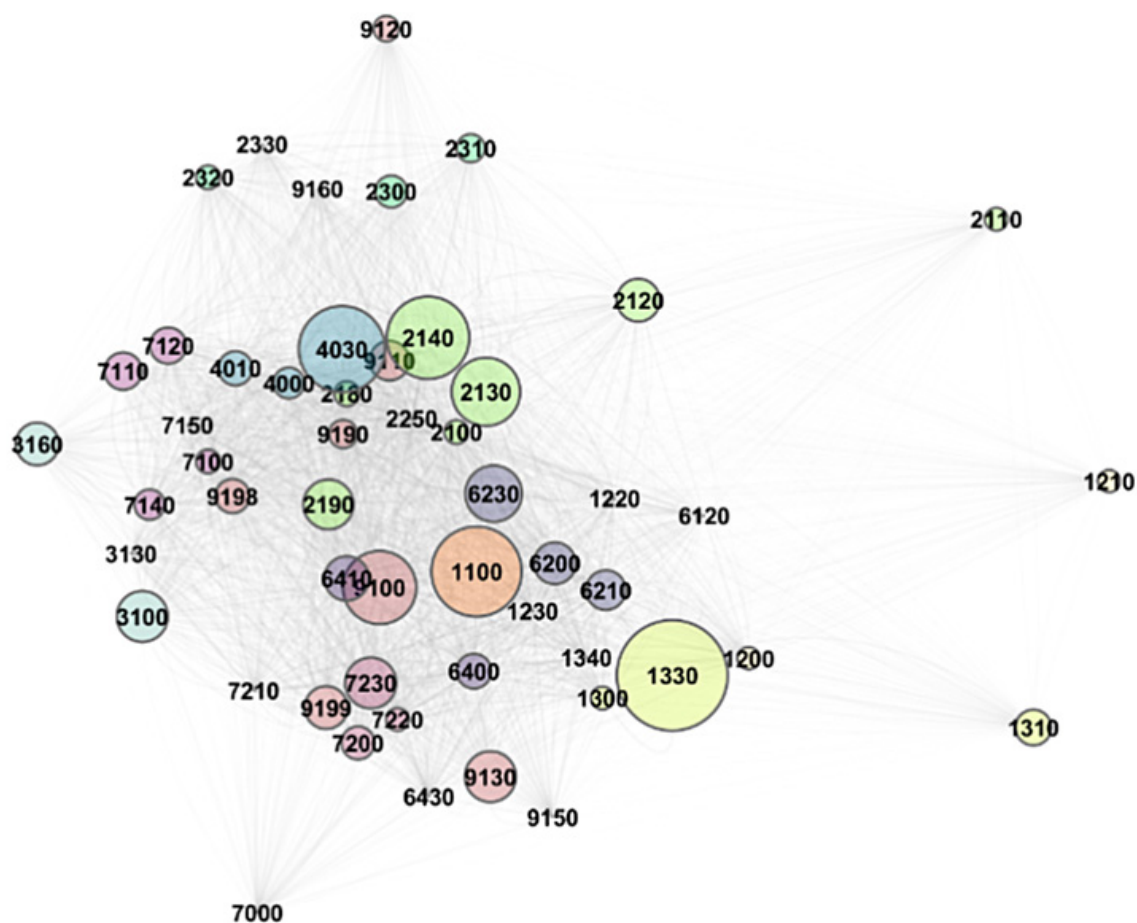


## 4.2 Arter og naturtyper

NOVANA databasen for programperioden 2004-2010 indeholder data for i alt 58 habitatnaturtyper med observationer fra mere end 1 prøvefelt. Af disse er de 13 hovedtyper (1100, 1200, 1300, 2100,...), der er angivet, hvor det ikke har været muligt at bestemme undertypen (1130, 1140, .. se tabel 2.1). Habitatdirektivets naturtyper er defineret i 1989 baseret på CORINE habitat klassificeringssystemet, der siden er udviklet til 'the Palaearctic Habitat Classi-

fication' og til EUNIS systemet, der er et hierarkisk klassificeringssystem baseret på plantesamfundene og abiotiske parametre.

Der er i sagens natur et vist overlap mellem plantesamfundene for forskellige naturtyper, idet mange arter vil kunne findes i mere end en naturtype. Figur 4.2 viser den relative forskel mellem plantesamfundene for de habitat-naturtyper, hvor der er observationer fra mere end et prøvefelt i NOVANA databasen. Forskellen er målt som Marisita-Horn overlap baseret på frekvens af forekomster i 5-m cirkler (Jost, 2006). Cirklernes størrelse er proportional med naturtypernes areal på landsplan og afstanden mellem cirklerne udtrykker den relative forskel mellem plantesamfundene. Figuren viser, at plantesamfundene kan være ret forskellige indenfor hovedtyperne, men samler sig i grupper efter andre kriterier, hvor fx hedetyperne 4010, 4030, 2140 ligger relativt tæt, og klitheden, 2140, ligger tæt på den grå klit, 2130. De kalkrige moser, 72xx, ligger samlet, men forholdsvist langt fra de sure moser, 71xx, der er nærmeste naboer til de naturligt dystrofe søer og vandhuller, 3160, og skovbevoksede tørvemoser, 91D0 (9198 på diagrammet). Forstrand, 2110, enårig vegetation på strandvolde, 1210, og kveller, 1310, ligger adskilt, men samtidig med samlet afstand til de øvrige typer. Indlandsklitterne, 23xx, ligger sammen med ege-avnbøg skovene, 9160, mellem hederne og bøg på morbund med kristtorn, 9120, der udgør en anden ydergrænse af diagrammet.



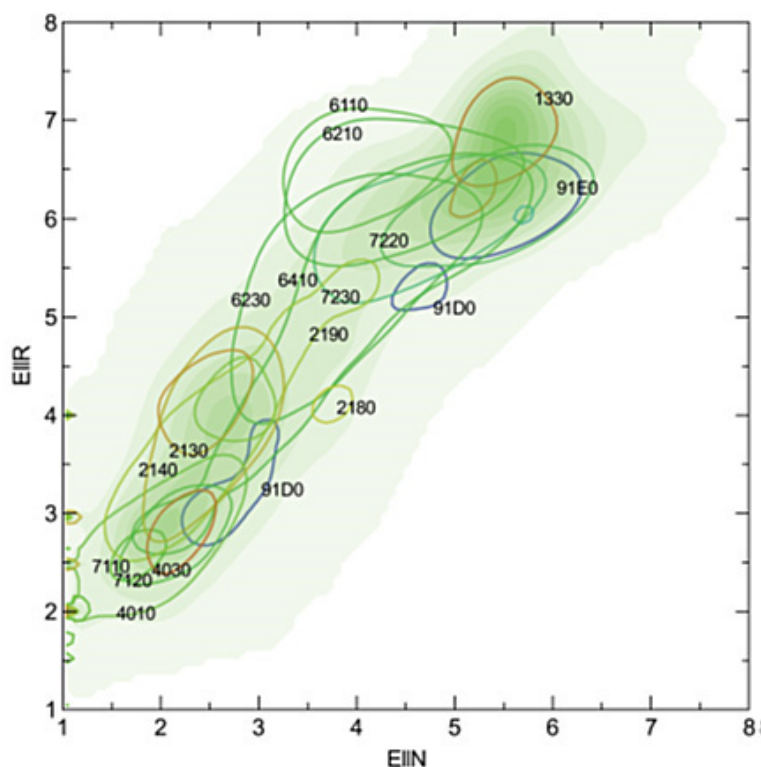
**Figur 4.2.** Den relative størrelse af, og forskel mellem naturtyperne i NOVANA databasen. Cirklernes størrelse er proportional med naturtypernes areal på landsplan og afstanden mellem cirklerne udtrykker den relative forskel mellem plantesamfundene målt som Marisita-Horn overlap baseret på frekvens af forekomster i 5-m cirkler. 91D0 er på diagrammet angivet som 9198 og 91E0 som 9199.



Plantesamfundene på de enkelte lokaliteter forventes at afhænge af en række faktorer. Artsantallet har en sammenhæng med områdernes størrelse og diversitet (jf. appendiks 1). Artssammensætningen vil afhænge af en række faktorer, hvoraf de væsentligste forventes at være næringsstoftilgængelighed, surhed, fugtighed, lysåbenhed og salinitet. Effekter af atmosfærisk belastning med kvælstof og svovl forventes primært at kunne afspejles i ændringer i næringsstoftilgængelighed og surhed. Figur 4.3 viser prøvefelterne i NOVANA programmet indplaceret i et diagram efter Ellenberg N (kvælstof / næringsstoftilgængelighed) og Ellenberg R (alkalinitet). Prøvefelterne er vægtet for at kompensere for forskelle i areal og overvågningstæthed mellem naturtyperne, og fordelingen afspejler dermed fordelingen for Habitatdirektivets naturtyper (herefter kaldet habitat-natur) i Danmark. Vægtning er nødvendig, fordi både andelen af overvåget areal og tætheden af prøvefelter er meget forskellig mellem naturtyperne.

Figuren viser, at disse naturtyper ligger på en akse fra sure, næringsfattige områder til basiske, næringsrige områder med et tyngdepunkt i hver ende af akserne. Der kan ikke skelnes skarpt mellem kvælstofrige og næringsrige områder på basis af Ellenberg indikatorer, idet kvælstofeffekten afhænger af, at andre næringsstoffer ikke er begrænsende. De enkelte naturtypers forekomst er indtegnet som konturlinjer, afgrænset ved 10 % af den maksimale tæthed for prøvefelter tilhørende naturtypen. Der er store overlap mellem naturtyperne og stor forskel på, hvor meget forekomsten er spredt i det rum, der udspændes af Ellenberg R og N akserne. Nogle naturtyper som 1330, strandeng og 4030, tør hede har en forholdsvis snæver udbredelse i dette rum, medens andre som 6230, artsrige overdrev og 2190, fugtige klitlavninger har en større udbredelse. Naturtyperne samler sig imidlertid også i to hovedgrupper, hvor heder, klit og sure moser og kær samles i nederste venstre hjørne (surt, næringsfattigt), og græstyperne og alkaliske moser samles i modsatte hjørne (basisk, relativt kvælstofrigt/næringsrigt).

**Figur 4.3.** Konturplot (grøn farve) for fordelingen af habitat naturarealerne på Ellenberg N (næringsstoftilgængelighed) og Ellenberg R (alkalinitet). Tætheden er beregnet ud fra prøvefelterne i NOVANA databasen. Felterne er vægtet så den viste fordeling svarer til, hvad der ville være fundet, hvis overvågningen for alle naturtyper omfattede den samme arealandel og overvågningen var foretaget med samme tæthed af prøvefelter. Placeringen af de enkelte naturtyper er indtegnet som en enkelt konturlinje svarende til 10 % af den maksimale tæthed (prøvefelter med kombinationer af EII N og R udenfor dette område forekommer under 10 % så hyppigt som den hyppigst forekommende kombination).





Det danske landskab er forholdsvis hårdt udnyttet, specielt til landbrugsformål, og naturområderne findes primært, hvor jorden ikke har kunnet dyrkes intensivt, fordi jorderne har været for dårlige (næringsfattige), fugtige, salte, eller ufarbare (stejle skrænter). Mange af de danske, lysåbne habitat-naturtyper er opstået som følge af- eller er betingede af en (ekstensiv) drift eller fortsat pleje, der fastholder områderne som lysåbne.

Hjørnet med de fattige, sure naturtyper består dels af dværgbusksamfund, der fremmer en podsolisering af jorden med lav pH og langsom omsætning af det organiske stof, dels af naturtyper uden egentlig jordbundsudvikling som højmoser (pga. hydrologien) eller klitter (pga. vindbrud og flyvesand). I det modsatte hjørne findes naturtyper med udviklede brunjorder og et kvælstofkredsløb karakteriseret af en hurtigere omsætning af det organiske stof, specielt førne, eller med kalk i jorden eller tilførsler af kalk med overfladenært grundvand. Der er et samspil mellem plantesamfund og jordbund, idet de dominerende plantearter, fx dværgbuske, i nogen udstrækning formår at omforme jorderne og dermed bevare en konkurrencefordel. Hvis de dominerende arter skifter, fx som følge af eutrofiering, kan dette medføre væsentlige ændringer både i jordbundsudvikling, pH og kvælstof-tilgængelighed, bl.a. som følge af ændringer i førne kvalitet og dermed kvælstofomsætning, og som følge af ændringer i udbytningsforholdet mellem brintioner, aluminium og basekationer på jordens ionbytter kompleks. Samspillet mellem planter og jord kan medføre, at ikke alle sammenhænge er stabile, og reaktionen på en given påvirkning kan være meget ulineær og i praksis irreversibel.

De danske habitat- naturtyper ligger som beskrevet på en akse fra surt og næringsfattigt, til basisk og mere næringsrigt (Fig. 4.3), hvor den forventede effekt af atmosfærisk belastning med kvælstof og svovl vil være en påvirkning mod en mere næringsrig og surere tilstand. For at undersøge hvilke arter, der kan blive berørt, er der foretaget en beregning af optimum for surhed og næringsstofftilgængelighed (Ellenberg N og R) for de arter, der er observeret i NOVANA programmet (med observation i mere end én 5-m cirkel). Beregningen er foretaget med MOVE modellen (jf. afsnit 3.2) for en jordfugtighed svarende til gennemsnittet for den naturtype, hvor arten har den største forekomst.

Der er i alt observeret 1660 arter med forekomst i mere end en 5-m cirkel i NOVANA programmet. De fundne arter er primært højere planter, idet larver og mosser kun er bestemt til slægtsniveau. Antallet af observerede arter med forekomst i mere end en 5-m cirkel for de lysåbne naturtyper, der indgår i overvågningen, varierer fra hhv. 1003, 956 og 916 for kalkgræsland, 6210, alkaliske kær, 7230, og molinia-enge, 6410, til 98 på indlandssaltenge, 1340, hvor der dog kun er udlagt 34 prøvefelter. Antallet af observerede arter for de naturtyper, der ikke indgår i overvågningen, men hvor naturtypen forekommer i mere end ét prøvefelt, er i stor grad begrænset af antallet af prøvefelter, men går dog op til 179 arter for stenede strande med flerårig vegetation, 1220, baseret på 42 prøvefelter. For skovtyperne er det største fundne artsantal 616 for 9100, der som nævnt anvendes, hvor det ikke har været muligt at bestemme undertypen.

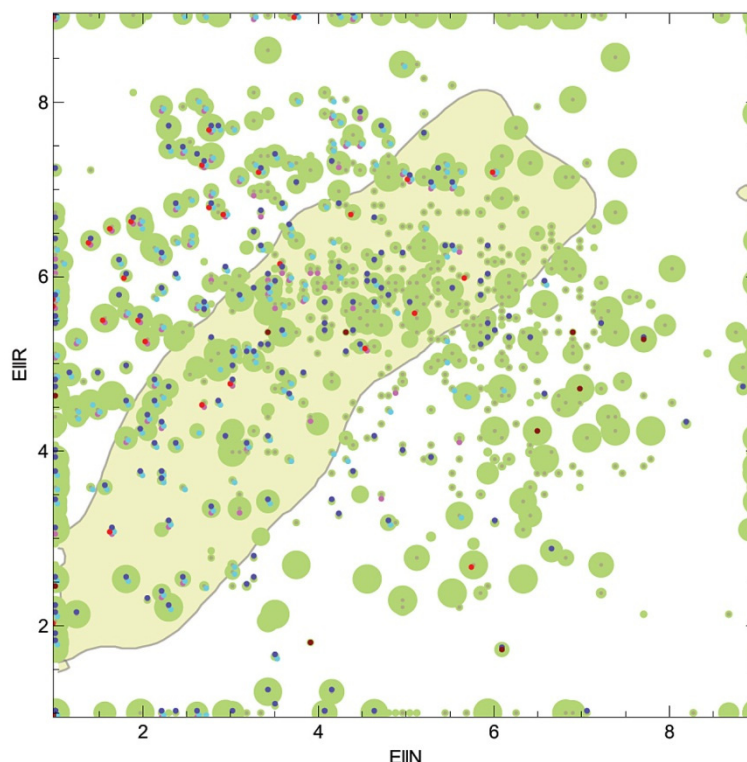
Figur 4.4 viser resultatet af denne beregning af arternes optimum for Ellenberg N og R beregnet med MOVE modellen. Arterne er på figuren indtegnet (med lys grøn) efter deres optimum for Ellenberg N og R. Pletternes størrelse afspejler den beregnede maksimale hyppighed for forekomst af arten. De

største prikker angiver således arter, der kan blive dominerende. Fordelingen af habitat natur- arealerne er indtegnet som en enkelt kontur (gul) svarende til 10 % af den maksimale tæthed. Prøvefelter med kombinationer af Ellenberg N og R udenfor dette område forekommer under 10 % så hyppigt som den hyppigst forekommende kombination. Dette areal kan betragtes som det økologiske rum, der aktuelt er til rådighed for arterne indenfor Natura 2000 området.

Den forventede effekt af en vedvarende belastning med kvælstof, der overskrider områdernes tålegrænse, vil være eutrofiering og forsuring, svarende til at området med naturarealernes forekomst rykker nedad mod højre; det økologiske rum flytter sig. De arter, der har deres optimum i figurens øverste venstre hjørne over det gule areal, vil dermed gå tilbage, medens arterne, der har deres optimum på den anden side af det gule areal, vil gå frem. Som beskrevet i ovenstående ligger græslands-typernes udbredelse i den øverste del af det gule areal. Lige under det gule areal har en række konkurrencestærke arter deres optimum. Den i afsnit 1.2 beskrevne tendens til et tab i diversitet ved eutrofiering af græslands-typerne kan bl.a. hænge sammen med en fremgang for disse arter. Det skal bemærkes, at dette område i Ellenberg N og R planet svarer til kulturgræsland (Ejrnæs mfl., 2009 b), og de arter, der kan forventes at gå frem, har derfor rigelige udbredelsesmuligheder udenfor habitat-naturen.

Hvad der er mere interessant er derfor, hvad der potentielt tabes af arter, ved at det økologiske rum har flyttet sig. Hvor der i området under habitat-naturens nuværende område findes rigeligt økologisk rum udenfor habitat-naturen, findes der ikke tilsvarende økologisk rum udenfor habitat-naturen i diagrammets øverste venstre hjørne. Den mulige betydning heraf kan anskueliggøres ud fra arternes indikator status, der er illustreret på figuren med farvede prikker. Prikkerne er rykket en smule indbyrdes, fordi én art kan forekomme på flere indikatorlister.

Arter på den danske rødliste er angivet med en rød prik. Der kan være mange grunde til, at en art er rødlistet, men det kan bemærkes, at en stor del af de rødlistede arter har deres optimum over og til venstre for det areal, der angiver habitat naturens nuværende placering i Ellenberg N, R rummet, dvs. i det område, hvor arterne må forventes at være gået tilbage som følge af eutrofiering og forsuring. Habitattypiske arter iflg. Habitatdirektivets Annex 1. er angivet med mørkeblå prikker. Disse arters optimum findes væsentligst indenfor, over og til venstre for habitat naturens nuværende område. Der er dog også en del arter, der har optimum under (nedenfor til højre i diagrammet) habitat naturens område i Danmark. Dette kunne tyde på, at nogle af habitat-naturtyperne har en større variation på europæisk niveau end i Danmark. Dette er for så vidt ikke overraskende. Det danske landskab er som nævnt forholdsvis hårdt udnyttet, og de resterende naturområder findes primært på meget marginale jorder som gammel moræne, flyvesand, hævet havbund og smeltevandsaflejringer, jf. figur 4.4.



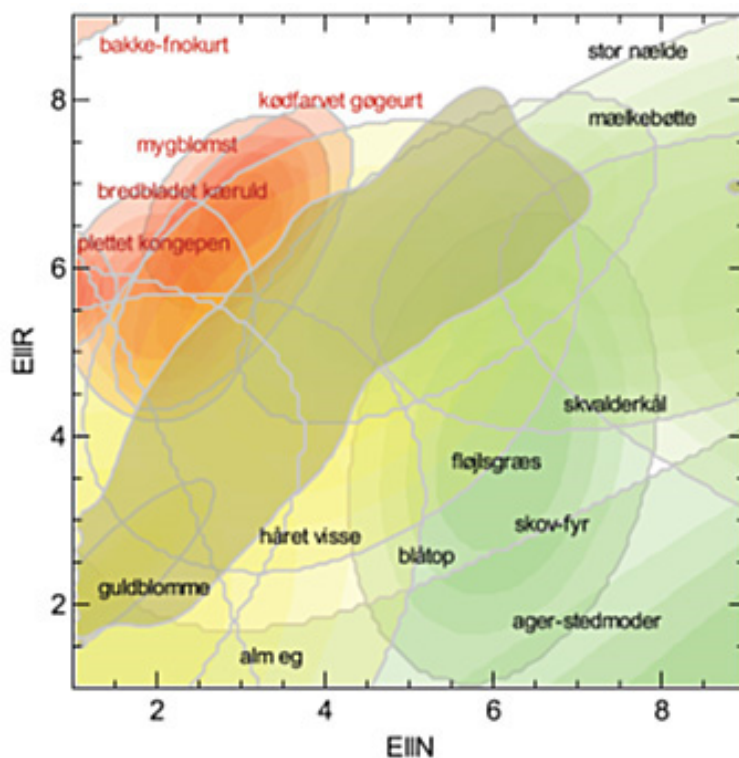
**Figur 4.4.** Arterne observeret i NOVANA overvågningen indtegnet (med lys grøn) efter deres optimum for Ellenberg N (kvælstof næringsstoftilgængelighed) og Ellenberg R (alkalinitet) beregnet med MOVE for en jordfugtighed svarende til gennemsnittet for naturtypen, hvor den enkelte art har størst forekomst. Pletternes størrelse afspejler den maksimale hyppighed for forekomst af arten. De største pletstørrelser angiver arter, der kan blive dominerende. Eksempler på de faktiske fordelingsfunktioner er vist på figur 4.5. Arternes indikatorstatus er angivet med farvede prikker. Rød angiver rødlistearter, mørk blå habitattypiske arter iflg. Habitatdirektivets Annex 1, cyan danske indikatorarter, grå bidrag-arter ved beregning af artsindex, violet bidrag-arter med værdi  $\geq 6$ , og brun invasive arter. Fordelingen af habitat natur-arealerne er indtegnet som en enkelt kontur (gul) svarende til 10 % af den maksimale tæthed, jf. figur 4.3.

Arter, der er angivet som indikatorarter for naturtyperne i Danmark, er indtegnet med cyan (lys blå) (Bruus mfl., 2010). Fordelingen af disse arter er ikke væsentligt forskellig fra de habitattypiske arter iflg. Habitatdirektivets Annex 1 (European Commission, DG Environment, 2007), bortset fra et lavere antal i nederste højre hjørne. Der er et vist, men ikke stort, sammenfald mellem de danske indikatorarter og annex 1 arterne. Bilag 1 viser sammenhængen for de kvælstoffølsomme arter. Arter, der er bidragarter ved beregning af artsindeks, er indtegnet med grå. Disse arter er jævnt spredt i Ellenberg N, R planet, og derfor er det for så vidt ikke underligt, at de beregnede artsindeks ikke er følsomme for ændringer som følge af eutrofiering. Endelig er invasive arter indtegnet med brunt. Disse findes i stor udstrækning i nederste højre del af rummet.

Hvilke arter, der kan forventes at være gået / gå frem hhv. tilbage, og mekanismen bag er forsøgt eksemplificeret på figur 4.5. Figuren viser konturplot over forekomst-sandsynlighed for udvalgte arter beregnet med MOVE (jf. afsnit 3.2). Der er anvendt en grøn farve for arter, der forventes at gå frem, gul for arter, hvor udviklingen har været neutral, og rød for arter, der forventes at være gået / gå tilbage. De arter, der kan forventes i fremgang, er arter som fx stor nælde og skvalderkål, der også har en væsentlig forekomst

udenfor habitat-naturen, medens de arter, der kan forventes i tilbagegang fx er rødlistede arter som mygblomst og plettet kongepen, der har en niche, der i stigende grad falder udenfor det tilgængelige økologiske rum. Nogle arter, som fx skovfyr, der er indtegnet på figuren, har ikke et enkelt optimum, men viser en bimodal fordeling.

**Figur 4.5.** Relativ sandsynlighed for forekomst for udvalgte arter i NOVANA overvågningen indtegnet som konturplot efter deres optimum for Ellenberg N (næringsstofftilgængelighed) og Ellenberg R (alkalinitet) beregnet med MOVE for en jordfugtighed svarende til gennemsnittet for naturtypen, hvor den enkelte art har størst forekomst. Navnene på rødlistearter er skrevet med rød. Fordelingen af habitat naturarealerne er indtegnet som en enkelt kontur (grå), den samme kontur er afbildet i figur 4.4 (gulig), og som konturplot i figur 4.3



### 4.3 Biodiversitetsindikatorer

Diversitetsindeks er hyppigt anvendt som biodiversitetsindikatorer og kunne dermed danne grundlag for tålegrænseregninger eller for en indikatorbaseret dosis-effekt relation mellem kvælstof- og svovldepositioner og effekter på biodiversitet. Som nævnt i ovenstående har dette også været foreslået på europæisk plan. Diversitetsindeks er en matematisk beskrivelse af (arts-)diversiteten af et naturområde, normalt baseret på en vægtning af artsantallet og arternes relative frekvens, der kan skrives på den generelle form:  $H' = -\sum_{i=1}^s (p_i^q)^{1/(1-q)}$ , hvor  $s$  er artsantallet,  $p_i$  er frekvensen af art  $i$ , og  $q$  er ordenen af diversitetsindekset (Jost mfl., 2006, Baczkowski mfl., 1997). Ofte anvendes betegnelserne artsrigdom for 0. ordens diversitet, og henholdsvis Shannon- og Simpson diversitet for 1., og 2. ordens diversitet.

Anvendelse af diversitetsindeks kan baseres på beregninger med VSD-MOVE, idet artsantal, forekomst og frekvens af arterne kan relateres til beregnede forekomst-sandsynligheder for arterne, hvis skalaen af beregningerne inddrages, jf. også diskussionen i appendiks 1. Diversitetsindeks vil være baseret på et stort antal arter, hvilket begrænser usikkerhederne i denne type beregninger. Det er imidlertid et problem, at invasive arter og arter, der har en væsentlig udbredelse udenfor naturområderne, fx i agerlandet, tæller med i den beregnede diversitet. For græsland og skov er der fundet empirisk baserede sammenhænge mellem diversitetsindeks og kvælstofdeposition. (Bobbink 2010) Dette resultat kan imidlertid ikke uden videre forventes at gælde alle naturtyper idet et forøget kvælstofniveau kan medføre

tilbagegang eller tab for nogle arter og fremgang eller indvandring for andre, herunder invasive arter og arter fra agerlandet. For naturtyper, hvor effekten af kvælstofdeposition kan være en tilbagegang af dominerende arter, fx dværgbuske på heder, kan diversitetsindeks stige med kvælstofdepositionen. Et andet problem er, at de fleste arter forekommer på mange naturtyper, og effekten af kvælstof- og svovldepositioner kan være en forskydning i arternes levesteder mellem naturtyperne, uden at de enkelte arter nødvendigvis går tilbage. Det er derfor ikke klart, hvordan beregnede diversitetsindeks for de enkelte naturtyper kan sammenfattes i en indikator for den samlede udvikling i biodiversitet.

En måde at konstruere en samlet indikator på ville være at anvende et diversitetsindeks for hele naturarealet baseret på alle undersøgte 5-m cirkler uafhængigt af naturtyperne. Der er foretaget en sådan beregning for 0. ordens diversitet (artsrigdom), 1. ordens diversitet (Shannon) og 2. ordens diversitet (Simpson). Antallet af observationer pr. naturtype er vægtet for at kompensere for forskelle i overvåget areal og tætheden af udlagte prøvefelter på de overvågede lokaliteter. Ordenen af diversitet hænger sammen med indeksets følsomhed for sjældne og almindelige arter, hvor 0. ordens diversitet er helt uafhængig af de fundne frekvenser, medens de højere ordener gradvist giver større vægt til almindelige arter. Det samlede antal fundne arter svarende til 0. ordens diversiteten er som tidligere nævnt 1660 (med mere end 1 fund). De tilsvarende 1. og 2. ordens diversiteter for Natura 2000 naturen er hhv. 406 og 238. Den beregnede 1. ordens diversitet kaldes også det karakteristiske artsantal, dvs. det beregnede indeks ville være det samme for et system, hvor dette antal arter optrådte med samme frekvens. For 1. og 2. ordens indeks kan den beregnede værdi være konstant eller stigende, selvom artsantallet går tilbage, hvis de resterende arter opnår en mere ligelig dækning.

For at undersøge følsomheden af et sådant landsdækkende diversitetsmål for effekter på de enkelte naturtyper er der foretaget en analyse, hvor 5-m cirkler tilhørende naturtyperne successivt er udtaget af analysen og diversitetsindeksene genberegnet. For 0. ordens diversitet svarer det beregnede fald i diversitet til det antal arter, der ville tabes på landsplan, hvis den pågældende naturtype forsvandt. Dette tal varierer mellem 5 (for 2/3 af naturtyperne) og 32 (for kalkgræsland, 6210) og skal ses i sammenhæng med det samlede antal fundne arter på 1660 (< 2 %). Det beregnede artstab er større end 10 for naturtyperne 1330, 2130, 6210, 6230, 6410, 7220 og 7230. Det fundne antal arter, og dermed det mulige artstab, er begrænset af det undersøgte antal 5-m cirkler pr. naturtype, specielt for de naturtyper, der ikke har indgået i udpegningen af overvågningsområder. De beregnede ændringer i 1. ordens diversitet er < 0,5 % for ¾ af naturtyperne. For de øvrige ligger ændringerne mellem et fald på 15 (4 %) for strandeng, 1330, og en stigning på 17 hhv. 16 for klithede, 2140, og tør hede, 4030. Ændringerne for 2. ordens diversitet er af samme størrelse og dermed ca. det dobbelte procentuelt.

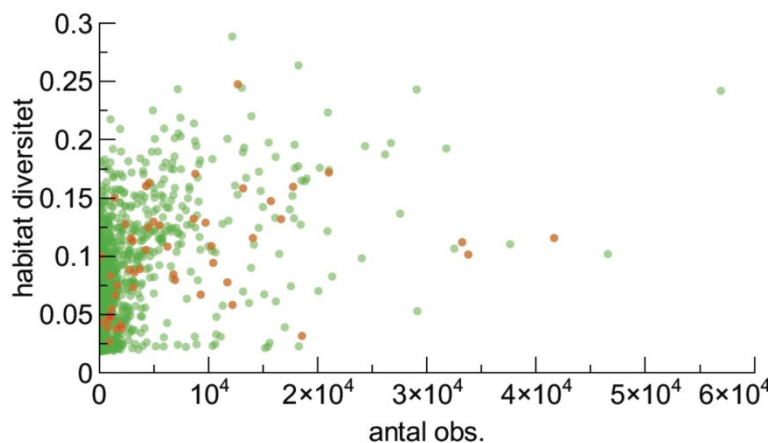
Analysen viser, at en vurdering baseret på et diversitetsindeks på tværs af naturtyperne ikke vil beskytte økosystem-diversiteten. Et fuldstændigt tab af selv de mest artsrige naturtyper giver kun en begrænset reduktion i 0. ordens diversitet, og hvis 1. eller 2. ordens diversitet anvendes som mål, vil den overordnede diversitet stige, hvis enkelte naturtyper som klithede og tør hede tabes.

#### 4.4 Indikatorarter

En indikator kan som nævnt også baseres på arterne vægtet efter betydning eller ønskværdighed i en given sammenhæng. Eksempler kunne være arter, der er angivet som danske indikatorarter for naturtyperne, er opgivet som habitattypiske arter iflg. Habitatdirektivets Annex 1, eller er danske rødlistearter. De forskellige sæt af arters placering i Ellenberg N, R planet er illustreret i figur 4.4. Som det fremgår, er der en overvægt af de forskellige typer af indikatorarter i hjørnet med høj Ellenberg R og lav Ellenberg N, og en indikator baseret på disse sæt af arter kan dermed forventes at være følsom for eutrofierings- og forsuringseffekter af luftforurening. Der er et vist, men ikke stort, sammenfald mellem de enkelte sæt af indikatorarter. Antallet af arter i disse sæt af arter er begrænset. For de danske ekspertudpegede indikatorarter for habitatnaturtyperne varierer antallet fra 8 (for 7210) til 33 (for 1330). Det gennemsnitlige antal fundne karakteristiske arter pr 5-m cirkel varierer fra 1 (for 7210) til 4 (for 2140 og 4010). Et tilsvarende billede ses for arterne listet i Habitatdirektivets fortolkningsvejledning, medens de rødlistede arter i sagens natur er mere sjældne.

Figur 4.6 viser alle de fundne arter i NOVANA overvågningen afbilledet med arternes habitatdiversitet (Shannon) som funktion af antallet af observationer i NOVANA. De observerede arter fordeler sig på et begrænset antal meget hyppigt forekommende arter og et stort antal mindre almindelige til sjældne arter. Middelværdien af habitatdiversitet for de observerede arter er 0,06. Danske indikatorarter for habitatnaturtyperne er indtegnet med rødt. Hvis indikatorarter udvælges udelukkende mhp. at adskille naturtyperne, skulle arterne have en kombination af højt antal observationer og lav habitatdiversitet. Udvælgelsen af arter er imidlertid foretaget ved en ekspertvurdering, hvor der formentlig ikke udelukkende er set på, hvad der er typisk for naturtyperne, men også på, hvad der er ønskværdigt ift. en (implicit) reference.

**Figur 4.6.** Observerede arter i NOVANA afbilledet med habitatdiversitet som funktion af antal af totalt antal observationer i NOVANA overvågningen. De røde punkter er danske udpegede indikatorarter for habitatnaturen (Bruus mfl., 2010).



#### 4.5 Valg af indikator og kriterier

Som det fremgår, er det ikke simpelt at opstille en enkelt indikator på effekten af atmosfærisk deposition på biodiversitet, der kan anvendes til beregninger på lokal skala og opskaleres på en større geografisk skala på en måde, der sammenfatter effekterne på både naturtyper og arter.

Et indeks baseret på et sæt af indikatorarter vægtet efter forekomst forekommer umiddelbart bedst at opfylde de forskellige krav til en indikator for

tab af biodiversitet som effekt af kvælstof- og svovldepositioner. Anvendelse af den samlede artsrigdom som indikator vil have forskellige ulemper, hvoraf den væsentligste er, at indikatoren formentlig ikke for alle naturtyper vil være særligt specifik ift. luftforureningseffekter. Højere ordens diversiteter (Shannon, Simpson) har den ulempe, at de vægter en ligelig fordeling af arterne positivt, hvilket er u hensigtsmæssigt for naturtyper, hvor en forventet væsentlig effekt af luftforurening er en tilbagegang for de dominerende økosystemdannende arter (fx dværgbuske på heder). Anvendes højere ordens indeks på tværs af naturtyperne, vil det ikke sikre en beskyttelse af naturtyperne, idet en tilbagegang for visse naturtyper vil medføre en stigning i diversitetsindeks.

Anvendelse af et sæt af indikatorarter kræver, at der kan foretages en meningsfyldt – og ikke for subjektiv – udvælgelse heraf. De rødlistede arter kunne forekomme at være et sådant sæt af arter, og en indikator baseret herpå har som nævnt også været foreslået på europæisk plan (van Dobben mfl., 2009). Der vil dog være flere ulemper ved udelukkende at basere en indikator på rødlistede arter. Dels er antallet af rødlistede arter forholdsvis begrænset, og robustheden af scenarieanalyser med VSD-MOVE modelsystemet afhænger væsentligt af det antal arter, analysen baseres på. Dels vil det være vanskeligt at anvende indikatoren på lokal skala og at sammenholde med målte data, idet de rødlistede arter i sagens natur er sjældne, og deres forekomst på eller forsvinden fra enkeltlokaliteter kan afhænge af mange andre faktorer end den atmosfæriske deposition. Endelig udtrykker rødlisten et øjebliksbillede, hvor en del af de nuværende rødlistede arter kan være truede som følge af effekter af atmosfærisk deposition, og andre arter kan blive det i scenarier, der rækker ud i fremtiden.

De undersøgte sæt af 'ønskværdige' indikatorarter udgør hver især også et forholdsvis begrænset antal arter, hvilket er problematisk ift. scenarieberegninger med VSD-MOVE. Der er som nævnt et vist, men ikke stort, overlap mellem de ekspertudpegede danske indikatorarter for habitatnaturtyperne og de habitattypiske arter iflg. Habitatdirektivets Annex 1. Der er ikke noget klart billede af, at forskelle i optimum Ellenberg N og R kan forklare, hvilke arter, der er med på den ene, hhv. den anden liste. 'Bidragsarterne' i det danske naturkvalitetsvurderingssystem artsindeks udgør i princippet også et sæt af 'ønskværdige' indikatorarter, hvor de enkelte arter dog er givet forskellig vægt, men de 'ønskværdige' arter til gengæld er de samme på tværs af naturtyperne. Antallet af 'bidragsarter' er langt større end for de øvrige sæt af indikatorarter og dækker en større del af mulige kombinationer i optimum for Ellenberg N og R.

Det har ikke været muligt indenfor projektets rammer at foretage en analyse af historiske data mhp. at bestemme en referencetilstand for de enkelte naturtyper. En sådan analyse vil være vanskelig pga. den store variation i de væsentligste påvirkninger, specielt variationen i den atmosfæriske deposition over tid, de store tidsforsinkelser mellem ændringer i påvirkninger og ændringer i plantesamfund, og pga. begrænsninger i kvalitet og tilgængelighed af historiske data. På grund af de beskrevne mangler i alternative sæt af indikatorarter er det valgt at basere en indikator på en modelberegnet referencetilstand for naturtyperne.

Referencetilstanden, forstået som de enkelte arters forekomst sandsynlighed for et givent år, beregnes baseret på en scenarioberegning, hvor udviklingen i atmosfærisk deposition følger den historiske udvikling, og alle andre på-

virksomheder holdes konstant. Beregningen tager udgangspunkt i de fundne arter i NOVANA, idet det antages, at der ift. en referencetilstand, der ikke ligger for langt tilbage i tid, kun vil være et forholdsvis beskedent antal arter, der er tabt på landsplan som følge af effekter af kvælstof- og svovldepositioner. Referencetilstanden for de lokaliteter, der indgår i beregningen, må beregnes ved anvendelse af en statistisk model, der både tager højde for det forventede antal arter på lokaliteten som funktion af vegetationsstruktur og lokalitetens størrelse, og de tilgængelige artsobservationer og usikkerheden heri (se også appendix 1).

Der vil være flere måder at konstruere en indikator baseret på forholdet til en referencetilstand på. En mulighed kunne være anvendelsen af et lighedsindeks. Det vil imidlertid være vanskeligt at fastsætte et kriterium for acceptabel ændring i et sådant indeks. Der er derfor valgt at basere en indikator på tilbagegangen af kvælstoffølsomme arter, idet en sådan indikator kan relateres til målsætninger om et stop for tab af biodiversitet ift. et givent år. Rationalet herfor er, at eutrofiering og forurening af habitat naturen kan have medført et tab af økologisk rum, der, alt andet lige, vil medføre tilbagegang for – og muligt tab af de berørte arter og dermed tab af diversitet målt som artsrigdom (se også appendix 1). Det forventes, at det tabte økologiske rum dækker over forhold, der er unik for disse naturtyper, og at der med stor sandsynlighed ikke vil opstå nyt økologisk rum på andre dele af landets areal, der kan kompensere herfor ved at tilbyde nyt rum for de berørte arter. I modsætning hertil dækker det nye økologiske rum, der opstår på habitat naturen, over kombinationer af vilkår, der findes på store dele af landets øvrige areal.

Der er som nævnt foreslået – og vil kunne anvendes – en række forskellige kombinationer af indikatorer og kriterier, og de her præsenterede analyser må ses som en del af en udviklingsproces. Beregningerne kan på europæisk plan ses som det første forsøg på at beregne tålegrænser baseret på et kriterium om 'stop for tilbagegangen i biodiversitet', der svarer til de seneste anbefalinger fra UNECE og EU's politikker på området (European Environment Agency, 2007).



## 5 Tålegrænser og overskridelser

### 5.1 Metode

Det opdaterede EUDANA modelsystem er dels brugt til at foretage scenarieberegninger for de danske habitat-naturtyper, dels til at foretage tålegrænberegninger baseret på indikatorer og kriterier for biodiversitet, jf. kapitel 1 og 4.

Den anvendte udgave af VSD (VSD+ studio, 3.3.1) understøtter ikke automatisering af et stort antal modelkørsler, og det har derfor været nødvendigt at foretage scenarieberegninger på basis af aggregerede data. Da naturtyperne er væsentlige i en forvaltningsmæssig sammenhæng og for at lette sammenligningen med fx de empirisk baserede tålegrænser, er det valgt at foretage scenarieberegninger baseret på data, der er aggregeret for de enkelte habitat-naturtyper. VSD modellen er, for disse beregninger, opsat og parameteriseret pba. data aggregeret naturtypevis, dels fra NOVANA programmet, dels fra andre landsdækkende datakilder, jf. afsnit 5.2. Modellen omfatter et forholdsvis stort antal parametre, hvor en del værdier har måttet fastsættes som en ekspertvurdering. Parameteriseringen har fulgt retningslinjer og anbefalinger i den tidligere publicerede 'VVM manual' (Miljøministeriet Skov- og Naturstyrelsen, 2003) og UNECE's kortlægningsmanual (Werner og Spranger (red.), 2006), idet der dog er foretaget en (mindre) kalibrering af enkelte parametre (udbytningskonstanter for kationer, omsætningsparametre for de organiske puljer, initiale værdier for basemætning) for at simulere de målte værdier af pH og C/N i NOVANA programmet i 2010. Kalibrering er en naturlig og nødvendig del af opsætningen af dynamiske jordbundskemiske værdier, fordi historiske værdier for væsentlige jordbundsparametre oftest ikke er kendt. Der er anvendt scenarier for drift / pleje på et konstant, forholdsvis lavt niveau. Dette skyldes dels, at den faktiske plejeintensitet mht. kvælstoffjernelse ikke er kendt, hverken for nuværende eller over tid, men at det er vurderet, at fx intensiteten af græsning formentlig ikke er vokset fra 1950 til 2010. Idet plejeintensiteten er holdt konstant over tid, er kvælstoffjernelsen begrænset af den tilgængelige kvælstofmængde tilbage i tid. Udviklingen i kvælstofstatus og surhed over tid vil derfor i de beregnede scenarier være forårsaget af de historiske ændringer i påvirkningen fra den atmosfæriske deposition af svovl og kvælstof.

Tålegrænberegningerne er baseret på indikatorer og kriterier for biodiversitet som diskuteret i kapitel 4, målrettet mod målsætninger om 'et stop for tilbagegangen i biodiversitet' målt i forhold til et givent referenceår. Beregningen er foretaget med hhv. 1950, 1992 og 2010 som referenceår. Begrænsningerne i beregningsmetode og datagrundlag har medført, at det ikke har været praktisk muligt at foretage en kvantitativ vurdering af variation og usikkerheder i de beregnede tålegrænser. Det forventes imidlertid, at variationen i tålegrænser indenfor naturtyperne vil være af samme størrelsesorden som variationen mellem naturtyperne, svarene til intervallerne for de empirisk baserede tålegrænser.

I praksis er beregningen foretaget ved først at beregne, hvilke arter der er kvælstoffølsomme / følsomme for depositioner af svovl og kvælstof. De følsomme arter er i denne beregning defineret som arter, der har haft en tilbagegang i forekomst-sandsynlighed på mere end 5 % fra 1950 til 2010 beregnet med VSD – MOVE i et scenario, hvor alle andre faktorer end udviklin-

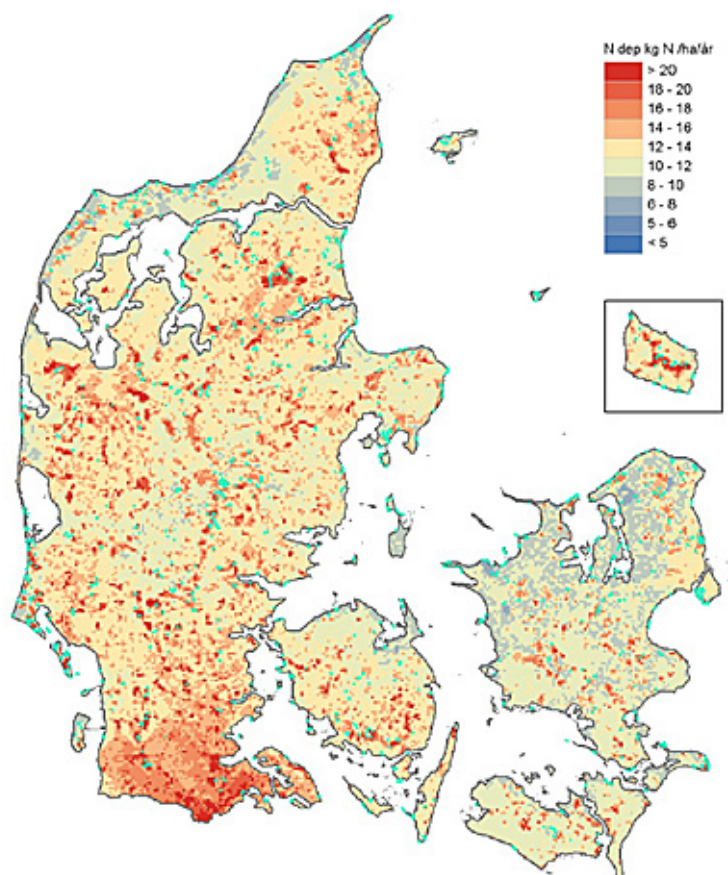
gen i atmosfærisk deposition er holdt konstant. Dette sæt af arter er derefter brugt som grundlag for en tålegrænseregning, idet der er anvendt et kriterium om, at de følsomme arter ved en vedvarende belastning svarende til tålegrænsen skal kunne have en forekomst-sandsynlighed, der ikke må være mere end 5 % mindre end situationen i et givent referenceår på naturtyper, hvor arten har den største forekomst-sandsynlighed eller er blandt de 5 dominerende arter.

## 5.2 Datagrundlag

Ud over de tilgængelige data fra NOVANA programmet er der brug for en del data vedr. jordbund, nedbør og atmosfærisk deposition, hvor der må anvendes andre datakilder, eller hvor fastsættelsen må baseres på skøn / ekspertvurderinger. Nedbørsdata er tilgængelige som landsdækkende kort. Det samme gælder atmosfærisk deposition, hvor der foretages nationale, landsdækkende beregninger for kvælstof og svovl, samt lokal – skala beregninger for et stort antal lokaliteter. På større skala foretager EMEP beregninger af spredning og afsætning af en lang række stoffer bl.a. baseret på emissioner rapporteret fra alle europæiske lande og data fra et omfattende måle-netværk. Disse beregninger dækker hele Europa og dermed også Danmark. Opløsningen er aktuelt begrænset til 50 x 50 km, men forventes forbedret/forfinet til 0,1° (længde-, breddegrad ~ 6x11 km). Til de her præsenterede beregninger er kvælstofdepositionen baseret på nationale beregninger, medens depositioner af svovl og basekationer, og tidsserier for N og S er baseret på data fra EMEP.

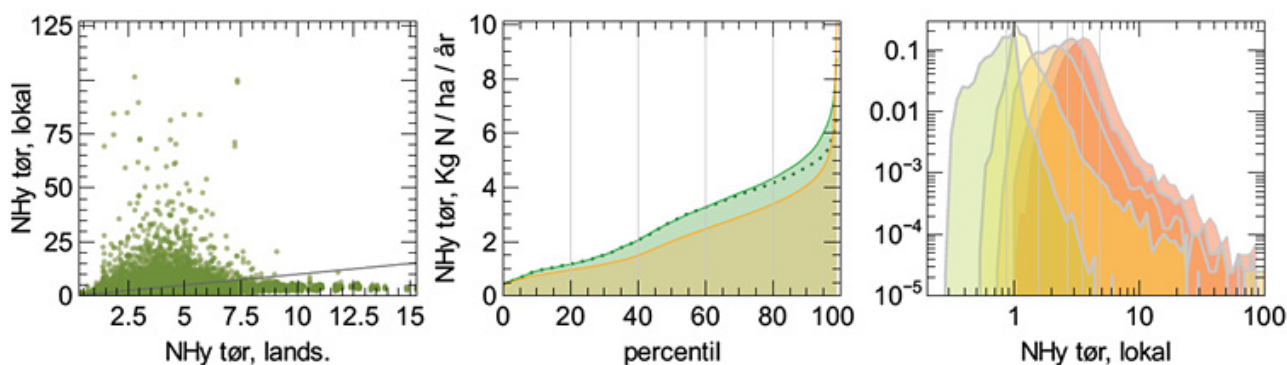
Depositioner for svovl og basekationer er baseret på beregninger for 2010 med EMEP modellen, der har en opløsning på 50x50 km (<http://www.emep.int/>). Kvælstofnedfaldet er baseret på nationale beregninger (Ellermann mfl., 2011). Der er dels anvendt en landsdækkende beregning for 2010, der har en grundlæggende opløsning på 5x5 km for emissioner og atmosfærisk transport, men på 1x1 km for depositionsprocessen for at afspejle forskelle i deposition mellem områder med forskellig overfladeruhed. For at belyse betydningen af lokale ammoniakkilder er denne beregning suppleret med data fra 130 individuelle lokal-skala modelberegninger foretaget på 16x16 km områder med en opløsning på 400x400 m. Den beregnede deposition af total kvælstof for den landsdækkende beregning er illustreret på figur 5.1. Der er væsentlige forskelle i deposition, både som følge af arealanvendelsen, hvor skov har væsentligt højere afsætningshastigheder og dermed tørdeposition end åbent land, og som følge af variation i nedbør og regionale forskelle i specielt ammoniakemissioner.

**Figur 5.1.** Beregnet total deposition af kvælstof ( $\text{kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ ) for 2010 (Ellermann mfl., 2011). NOVANA stationerne er indtegnet som lys blå prikker.



Sammenlignes beregnede tørdepositioner af ammoniak fra den landsdækkende beregning med depositioner beregnet med lokal-skala modellen for de samme punkter, ses at sammenhængen ikke er specielt god, især for de højere beregnede værdier. Dette er illustreret på figur 5.2, til venstre. Intervallet af depositioner beregnet med lokal-skala modellen er væsentligt større end for den landsdækkende beregning, og der er meget ringe sammenhæng mellem punkter med høje depositioner beregnet med de to metoder. Det skyldes primært, at lokal-skala modellen inkluderer effekten af lokale ammoniak punktkilder, der ikke har en væsentlig indflydelse i den landsdækkende beregning pga. den grundlæggende opløsning på  $5 \times 5$  km. Lokal-skala beregningen inkluderer derimod ikke effekten af forskelle i afsætningshastighed mellem forskellige arealanvendelser.

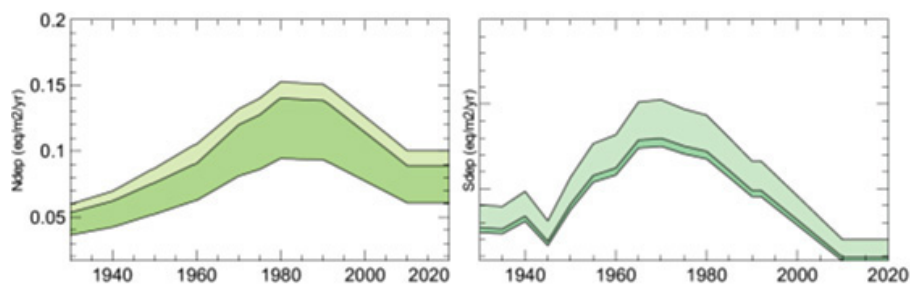
Sammenlignes fordelingsfunktionerne for de to beregninger (figur 5.2, mellemste figur) ses det, at de beregnede tørdepositioner af ammoniak generelt er højest i den landsdækkende beregning, undtagen for de højeste percentiler, hvor effekten af lokale kilder dominerer i lokal-skala beregningen. Betydningen af variationen i afsætningshastighed kan illustreres ved at sammenligne med fordelingsfunktionen for en beregning, hvor depositionen er beregnet pba. den landsdækkende beregning, men som gennemsnit for regioner med en radius på 5 km. Denne fordeling er indtegnet som en stiplede grøn linje på figur 5.2, mellemste figur. Forskellen ses primært i de knap 20 % af landets areal (afhængig af skala), hvor skov udgør en væsentlig del af arealanvendelsen. De to beregninger for kvælstofdeposition har forskellige problemer og kan ikke umiddelbart forenes, bl.a. fordi lokal-skala beregningerne på trods af det efterhånden store antal arealer, de er udført for, stadig er langt fra at være landsdækkende.



**Figur 5.2.** Tøraftsætning af  $\text{NH}_4$ . Figuren til venstre viser sammenhørende værdier af deposition beregnet i den landsdækkende beregning med værdier fundet ved lokal-skala beregninger (Ellermann mfl., 2011). Figuren i midten viser percentilværdier for den landsdækkende beregning (grøn) og lokal skala beregningen (brun) samt for en beregning, hvor de landsdækkende beregninger er midlet for regioner med 5 km radius. Figuren til højre viser sandsynlighedsfordelinger for den lokale afsætning af  $\text{NH}_4$  for forskellige klasser af baggrundsbelastning.

Der er valgt en statistisk tilgang til variationen i tørdeposition af ammoniak ved beregning af overskridelser af tålegrænserne. Den gennemsnitlige tørdeposition af ammoniak er i denne beregning baseret på værdien fra den landsdækkende beregning, medens depositionen beregningsmæssigt er håndteret som en fordelingsfunktion, hvor fordelingen følger fordelingen fra lokal-skala beregningerne. Fordelingen vil afhænge af tætheden af lokale kilder, der vil udvise regionale forskelle. Der er derfor bestemt fem forskellige fordelingsfunktioner svarende til forskellige klasser af tørdeposition bestemt ud fra den landsdækkende beregning midlet over regioner med 5 km radius. Tørdepositionen i den landsdækkende beregning forventes at afhænge af regionale forskelle, der afspejler tætheden af lokale kilder, undtagen for de høje værdier, der hænger mere sammen med skovandelen, hvorfor de midlede værdier er anvendt som grundlag. De anvendte fordelingsfunktioner er vist på figur 5.2, til højre. For den laveste klasse er sandsynligheden for høje afsætninger meget lille, svarende til at sandsynligheden for en indflydelse fra lokale punktkilder forventes at være lille.

Det tidsmæssige forløb af depositionerne er illustreret på figur 5.3 baseret på data fra EMEP (<http://www.emep.int/>). Niveaue af depositioner er skaleret, så de beregnede gennemsnit for 2010 svarer til gennemsnittet for de enkelte naturtyper, medens niveaue efter 2010 er holdt konstant på 2010 niveau. Udviklingen efter 2010 er ikke kendt, idet de væsentligste internationale aftaler, der regulerer luftforureningen, aktuelt er under genforhandling, og der ikke i nationale politikker er en fast målsætning for emissioner eller depositioner, der rækker ud over de internationale aftaler.

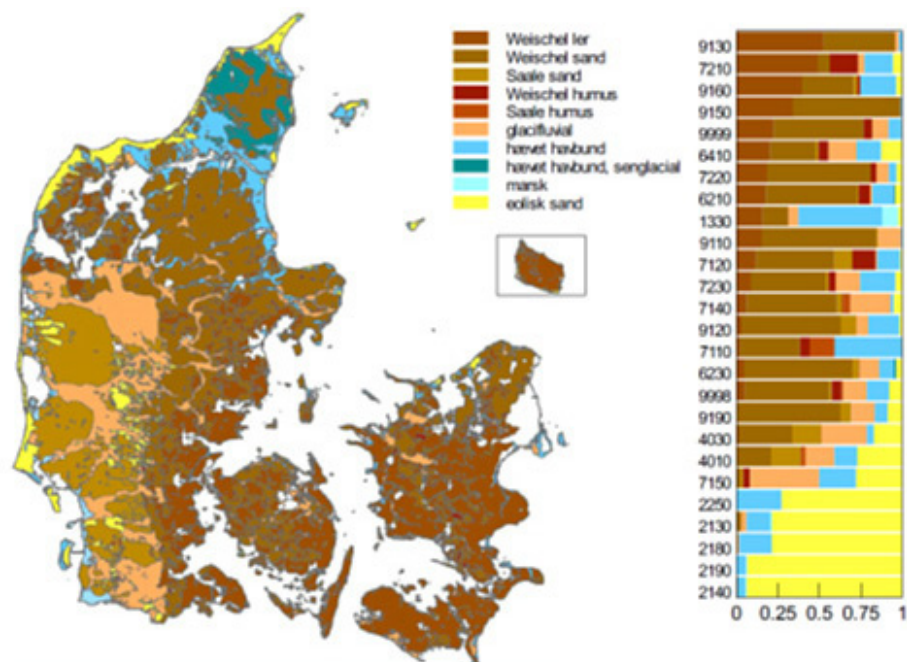


**Figur 5.3.** Udviklingen i depositionen af kvælstof og svovl fra 1930 til 2010. Niveaue af depositioner er skaleret så de beregnede gennemsnit for 2010 svarer til gennemsnittet for de enkelte naturtyper. Kvælstofniveauerne er baseret på danske, landsdækkende beregninger (Ellermann mfl., 2011), medens svovlniveaue er baseret på beregninger fra EMEP

(<http://www.emep.int/>). Figuren viser min maks. og medianværdier baseret på beregninger for de enkelte naturtyper.

Jordbundens tekstur og geologiske oprindelse er væsentlig for beregning af frigørelsen af basekationer ved mineralforvitring, der udgør en væsentlig del af jordens buffersystem mod forsuring på de ikke kalkholdige jorder. Figur 5.4 viser et kort over jordbundstyper i Danmark og fordelingen af habitat-naturtyperne på de forskellige jordbundstyper. Nogle naturtyper forekommer primært på bestemte jordbundstyper, medens andre, som klithede, 4010, har en bredere fordeling. For alle habitatnaturtyperne gælder imidlertid, at de primært forekommer på sandede, næringsfattige jorder. Repræsentativiteten af dele af det landsdækkende datagrundlag, fx jordbundsteksturene, er af begrænset værdi for naturarealet, idet de er baseret på en kortlægning, hvor prøvetagningstætheden har været væsentligt større på dyrkningsjorderne end naturjorderne.

**Figur 5.4.** Kort over jordbundstyper i Danmark. Fordelingen af de forskellige habitat-naturtyper er angivet på diagrammet til højre.



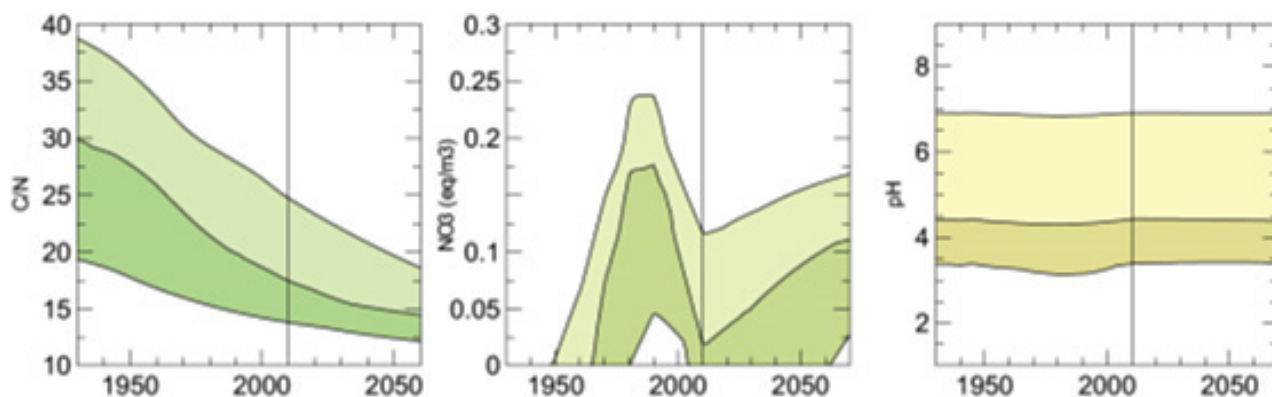
### 5.3 Scenarieberegninger

Der er udført et antal scenarieberegninger baseret på data aggregeret for habitatnaturtyperne, hvor alle andre påvirkninger end den atmosfæriske deposition er holdt konstant over tid. Udviklingen i kvælstofstatus og surhed over tid vil derfor i de beregnede scenarier være forårsaget af de historiske ændringer i påvirkningen fra den atmosfæriske deposition af svovl og kvælstof.

Figur 5.5 viser den beregnede udvikling i C/N, NO<sub>3</sub> koncentrationer i jordvand og pH som resultat af disse scenarier. Resultaterne er illustreret som median, min og maks-værdier baseret på beregningerne for de enkelte naturtyper. Beregningerne viser dels, at der ved en forsættelse af det nuværende depositionsniveau forventes et fortsat fald i C/N efter 2010 og en indsnævring af variationen svarende til, at det økologiske rum, der er til stede på habitat-naturarealerne, både flyttes og indsnævres. Udviklingen i NO<sub>3</sub> koncentrationer er i beregningerne langt tættere relateret til udviklingen i



den atmosfæriske kvælstofdeposition. Beregningen illustrerer den i afsnit 1.1. beskrevne mekanisme, at kvælstofudvaskning kun kan / vil forekomme i større udstrækning efter, at der er sket en kvælstofmætning af økosystemerne.  $\text{NO}_3$  koncentrationerne i jordvandet reagerer på faldet i depositioner fra starten af '90erne, men forventes at stige efter 2010 ved et fortsat konstant depositionsniveau. Dette er en følge af det fortsatte fald i C/N.



**Figur 5.5.** Beregnet udvikling i C/N,  $\text{NO}_3$  koncentrationer i jordvand og pH for habitatnaturtyperne fra 1940 til 2060. Udviklingen efter 2010 er baseret på et scenario, hvor depositionen efter 2010 er holdt konstant på 2010 niveau. Figuren viser min maks. og medianværdier baseret på beregninger for de enkelte naturtyper.

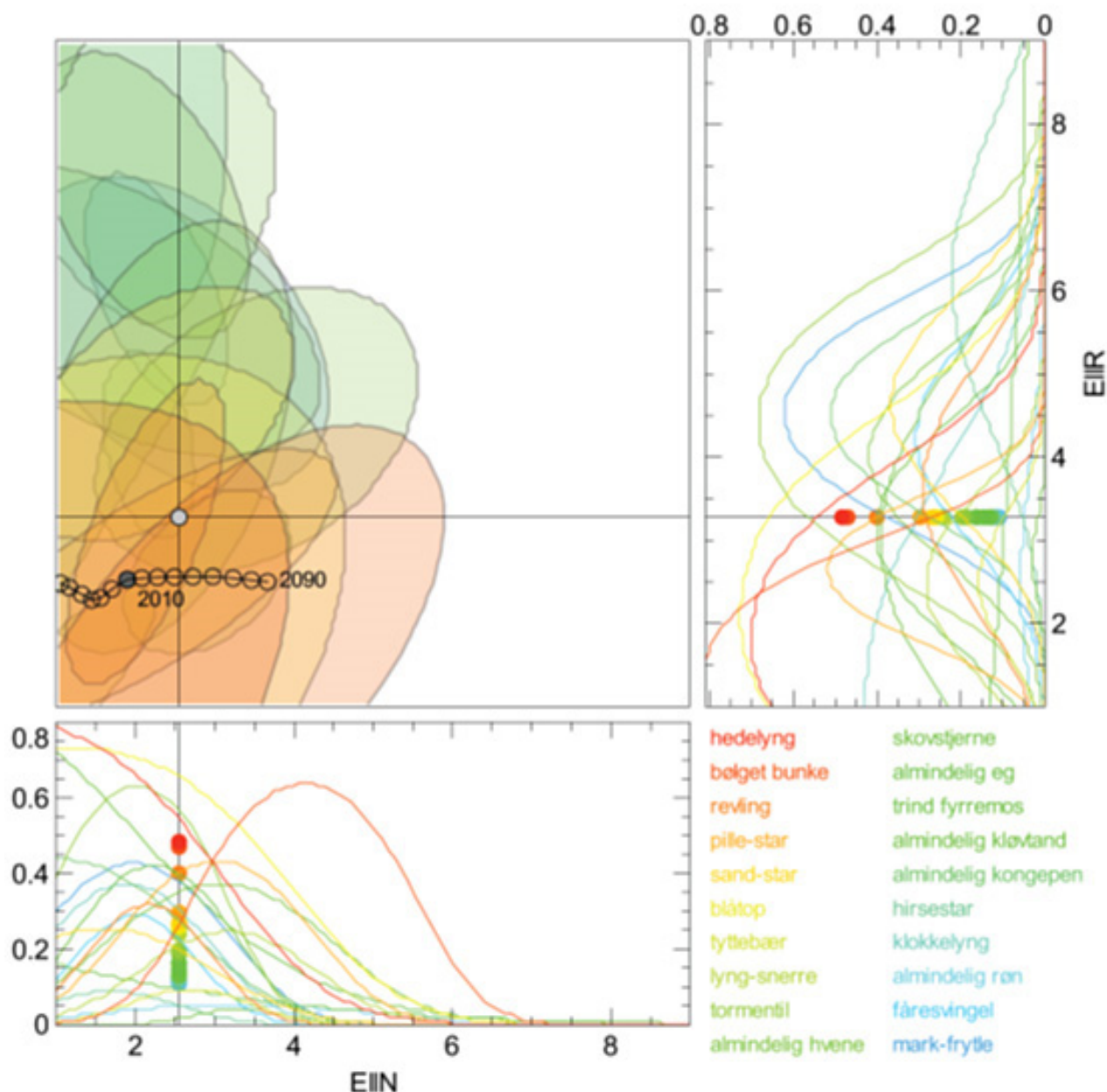
Den beregnede udvikling fra '90erne til 2010 viser et samtidigt fald i C/N og  $\text{NO}_3$  koncentrationer. Anvendes der en overføringsfunktion til Ellenberg N baseret på C/N, skulle der dermed ske en stigning i Ellenberg N, medens en overføringsfunktion baseret på  $\text{NO}_3$  vil forudsætte et fald i Ellenberg N. Det er imidlertid væsentligt at erindre, at de empirisk baserede overføringsfunktioner ikke beskriver de tidsmæssige forsinkelser i plantesamfundets reaktion på de ændrede vilkår. For presens / absens data må denne tidsforsinkelse forventes at være betydelig, dog formentlig afhængig af konkurrenceforholdene og fx levetiden af arterne i de enkelte plantesamfund. Det må imidlertid forventes, at det i den nuværende situation vil være meget vanskeligt at finde sammenhænge mellem ændringer i depositioner og Ellenberg N baseret på de tilgængelige overvågningsdata.

Udviklingen i pH er forholdsvis beskeden med et dyk ifm. de høje depositions niveauer for svovl fra '70erne til '90erne og et beregnet forholdsvis konstant niveau efter 2010. Dette hænger sammen med, at den høje del af de beregnede pH intervaller dækker over kalkrige jorder, medens den lave del hovedsagelig dækker sure organiske jorder og podsoljorder. Beregningerne er for de fleste naturtyper foretaget for en forholdsvis tynd jordhorisont, dels af hensyn til modelleringen af samspillet mellem pH og kvælstofomsætning, dels af hensyn til sammenligning med de målte data fra overvågningsprogrammet. Dette vil give en stor indflydelse af en organisk horisont. Både for kalkjorderne og for de organiske horisonter vil følsomheden af pH for ændringer i den atmosfæriske deposition være forholdsvis beskeden. Beregningerne kan således ikke bruges til at sige, at der ikke kan eller vil være foruretningsproblemer på dele af naturarealerne, se fx Strandberg mfl. (2012), men giver nok en indikation af, at det væsentligste problem for habitatnaturen er eutrofiering.

Resultaterne fra VSD beregningerne kan, som illustreret på figur 3.2, oversættes til ændringer i plantesamfundene ved anvendelse af MOVE model-

len. Beregningsmetoden er forsøgt illustreret for en enkelt naturtype, tør heide (4030) på figur 5.6. Figuren viser, hvordan de hyppigst forekommende arters forekomst-sandsynlighed varierer ift. ændringer i næringsstofftilgængelighed og surhed (som Ellenberg N og R), hvis fugtigheden sættes til gennemsnittet for naturtypen. De krydsende linjer og det grå punkt angiver den nuværende kvælstof- og surheds-status målt på plantesamfundet, medens sporet af punkter i Ellenberg N-R planet angiver status baseret på VSD beregningen. Afstanden mellem den mørkegrå prik, der angiver 2010 status beregnet med VSD, og den lysegrå prik, der angiver status baseret på plantesamfundet, indikerer, at det nuværende plantesamfund ikke er i ligevægt med de kemiske forhold for naturtypen. Som beskrevet i ovenstående er den beregnede jordbundskemi for 2010 heller ikke i balance med den atmosfæriske deposition, og der vil dermed kunne forventes væsentlige ændringer i plantesamfundet fremover, hvis det nuværende depositionsniveau fortsætter.

Den beregnede fremtidige forekomst-sandsynlighed for de dominerende arter kan findes ved at følge sporet af beregnede punkter fra 2010 til 2090. For hvert punkt kan der aflæses en forekomstsandsynlighed for arterne, der vil kunne relateres til en forventet frekvens for deres forekomst i overvågningen; dog med betydelige usikkerheder, se også diskussionen i appendix 1. I princippet vil det kunne lade sig gøre at estimere tidsforsinkelserne mellem ændringer i påvirkninger og ændringer i plantesamfundet pba. de observerede forskelle mellem beregnet og observeret plantesamfund. En sådan beregning er dog fundet for usikker, dels pga. forskellene mellem de anvendelige overførselsfunktioner, dels pga. usikkerhederne forbundet med at bestemme Ellenberg N og R ud fra plantesamfundene.



**Figur 5.6.** Illustration af MOVE systemet. Figuren viser for en enkelt naturtype (4030), hvordan de hyppigst forekommende arters forekomst-sandsynlighed varierer ift. ændringer i næringsstoftilgængelighed og surhed (som Ellenberg N og R), hvis fugtigheden sættes til gennemsnittet for naturtypen (konturplot). Som kurver er vist sandsynlighedsfordelingen som funktion af hhv. EIR med fast EIN og EIN med fast EIR. De farvede prikker angiver observerede hyppigheder af forekomst. Sporet af punkter i EIN-R planet angiver den beregnede status hvis de med VSD beregnede kemiske indikatorer oversættes til Ellenberg-værdier, medens de krydsende linjer og det grå punkt angiver den nuværende status målt på plantesamfundet. Afvigelsen mellem kemisk status og plantesamfundet kan i nogen udstrækning tilskrives tidsforsinkelser i biologisk respons.

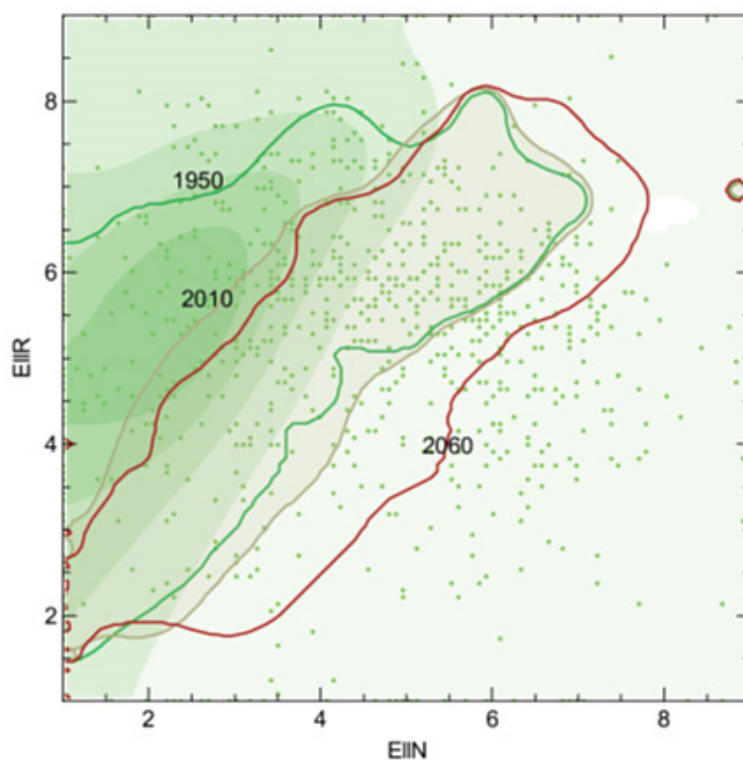
Figur 5.7 sammenfatter den beregnede udvikling fra 1950 til 2060 for habitat-naturtyperne baseret på det beskrevne scenario, hvor den atmosfæriske deposition holdes konstant efter 2010. Fordelingen af habitat-naturarealer i Ellenberg N og R planet er indtegnet som konturlinjer (grøn, grå og rød), hvor linjerne er indtegnet ved en skæring svarende til 10 % af den maksimale tæthed. Der er taget udgangspunkt i prøvefelternes placering som observeret ud fra vegetationsdata indsamlet i NOVANA programmet, hvor prøvefelterne er vægtet for at afspejle forskelle i areal og prøvetagningstæthed mellem naturtyperne. Udviklingen mellem 1950 og 2010 og 2010 og 2060 er for hvert prøvefelt estimeret pba. de beskrevne scenarieregninger, hvor de



beregnete ændringer i jordbundskemi er oversat til Ellenberg enheder ved anvendelse af de tidligere beskrevne empirisk baserede overførselsfunktioner. De enkelte arters optimum i Ellenberg N og R er indtegnet som grønne pletter og den kombinerede forekomstsandsynlighed for arter, der beregningsmæssigt har haft en tilbagegang på mere end 5 % fra 1950 til 2010 er indtegnet som et konturplot i grønt.

Figuren viser, at det økologiske rum, der repræsenteres af habitat-naturen, er flyttet og indsnævret væsentligt fra 1950 til 2010. Ved en fortsættelse af en situation med den atmosfæriske deposition på 2010 niveau er der forudset et yderligere tab af økologisk rum for de arter, hvor der er beregnet en tilbagegang fra 1950. Der er til gengæld forudset en udvidelse af det økologiske rum i retning af mere næringsrige og sure forhold, og en fremgang af arter, der har deres optimum i denne retning. Disse vilkår forventes at findes i stor udstrækning udenfor habitat-naturen, og netto-effekten forventes derfor at være et fortsat tab af biodiversitet, hvis det nuværende depositionsniveau fortsætter. Det skal bemærkes at den illustrerede tidlige udvikling er baseret på den modelberegnete udvikling i jordbundskemi, der i de beregnede scenarier udelukkende er drevet af udviklingen i kvælstofdeposition over tid og ikke indeholder effekter af ændringer i andre påvirkninger. Tidsforsinkelserne i de biologiske respons er ikke modelleret.

**Figur 5.7.** Habitat natur-arealernes fordeling på Ellenberg N (næringsstoffilgængelighed) og Ellenberg R (alkalinitet) beregnet med VSD-MOVE for hhv. 1950, 2010 og 2060 vist som konturlinjer ved 10 % af maksimal tæthed (jf. figur 4.3). Kvælstofdepositionen fra 2010 til 2060 er holdt konstant på det nuværende niveau. Arternes beregnede optima er indtegnet med grønne prikker, medens den beregnede kombinerede økologiske niche (samlet forekomstsandsynlighed) for de arter, der er gået tilbage fra 1950 til 2010 som følge af kvælstofbelastning, er indtegnet som et konturplot (i grønt).



## 5.4 Tålegrænseberegninger

Der er foretaget en beregning af tålegrænser for de habitatnaturtyper, hvor der har kunnet findes et tilstrækkeligt datagrundlag. De beregnede tålegrænser er for kvælstofdeposition, idet svovldepositionen i beregningerne er fastholdt på 2010 niveau. Beregningerne er foretaget naturtypevis, fordi den anvendte beregningsmetode sætter væsentlige begrænsninger for det mulige antal beregninger, og en naturtypevis aggregering letter sammenligningen med tidligere beregninger og med de empirisk baserede tålegrænser. Det

skal imidlertid understreges, at tålegrænser er en egenskab, der knytter sig til naturområder og en målsætning for områdernes tilstand. Variationen i tålegrænser kan forventes at være lige så stor indenfor som mellem naturtyperne, jf. også kapitel 1. Det har pga. de nævnte begrænsninger i beregningsmetoden ikke været muligt at foretage en kvantitativ analyse af variation og usikkerheder i de beregnede tålegrænser, men afsnittet indeholder en kvalitativ diskussion pba. observerede sammenhænge mellem kvælstofdeposition og Ellenberg N. Der er desuden foretaget en beregning af, hvilken størrelse af forskel i kvælstofdeposition der vil være nødvendig, hvis en resulterende effekt med sikkerhed skal kunne måles som en forskel i plantesamfundet ved anvendelse af overvågningsmetoderne fra NOVANA programmet.

### Indikator og kriterier

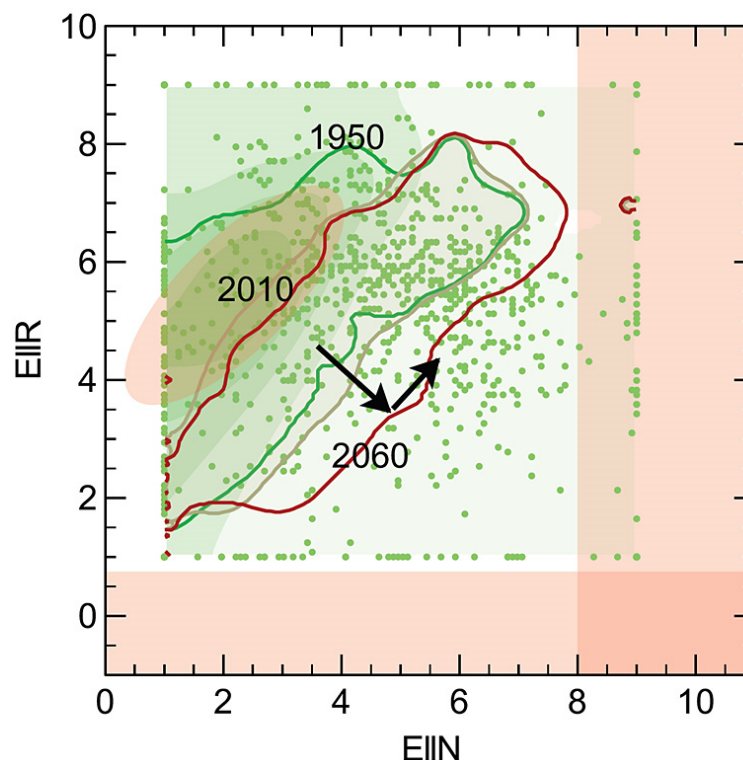
Som beskrevet i kapitel 4 kan der findes indikatorer og kriterier baseret på sammensætningen af plantesamfundet, der kan anvendes til beregning af tålegrænser baseret på målsætninger for biodiversitet. Alternativt er der i de seneste udgaver af UNECE's kortlægningsmanual foreslået en række kemiske kriterier, der relaterer til ændringer i biodiversitet (Werner og Spranger (red), 2006), tabel 3.2. Selvom disse kriterier repræsenterer et fremskridt ift. tidligere anbefalede kriterier, der primært var baserede på hensyn til træproduktion i skovene, er de stadig ikke uproblematisk.

Figur 5.8. illustrerer dette. Den beregnede udbredelse af habitatnaturen i Ellenberg N - R planet er indtegnet for årene 1950, 2010 og 2060 sammen med det beregnede optimum for arterne fundet i NOVANA overvågningen, baseret på scenarieberegningerne beskrevet i afsnit 5.3. Den beregnede kombinerede økologiske niche for de arter, der er gået tilbage fra 1950 til 2010 som følge af kvælstofbelastning, er indtegnet som et konturplot (i grønt). Hvis en lokalitet som følge af eutrofiering og forsuring flytter position i Ellenberg N - R planet (angivet med pile), kan lokaliteten rykke ud i de røde felter, hvor den beregnede tålegrænse (baseret på et kemisk kriterium) overskrides. Det vil imidlertid ikke nødvendigvis være på disse lokaliteter, der vil være den største risiko for tab af følsomme arter, idet risikoen formentlig er størst i området angivet med den røde oval.

Det kan desuden bemærkes, at det baseret på scenarieberegningerne præsenteret i afsnit 5.3 primært vil være kemiske kriterier relateret til et skift fra laver til blåbær, og blåbær til tranebær, der vil være i spil i en tålegrænseberegning. Det er usikkert, hvordan disse kriterier vil beskytte den samlede biodiversitet, og det er derfor valgt udelukkende at basere tålegrænseberegningerne på indikatorer og kriterier baseret på sammensætningen af plantesamfundet.

Figur 5.8 illustrerer desuden en begrænsning i de foretagne beregninger, der bør inddrages i vurderingen af de fundne resultater. Den nedadgående sorte pil angiver som nævnt en forventet udvikling i Ellenberg N og R for en enkelt lokalitet, der udsættes for en (for stor) påvirkning af depositioner af kvælstof og svovl, dvs. en eutrofiering og forsuring af lokaliteten. I de foretagne scenarie- og tålegrænseberegninger er jordbundsparametrene holdt konstant over tid. Der er imidlertid et samspil mellem plantesamfundet og mellem jordbunden og de jordbundsprocesser, der bestemmer pH og kvælstofomsætning. Et skift i plantesamfund, der fx medfører en jordbundsændring fra podsol- til brunjord, eller som øger den effektive roddybde og dermed adgangen til basekationer fra mineralforvitring væsentligt, kan

medføre en stigning i stedet for et fald i pH og også en ændring i kvælstof-tilgængelighed. Dette er illustreret som en hypotetisk udviklingsvej af den opadgående sorte pil på figuren.



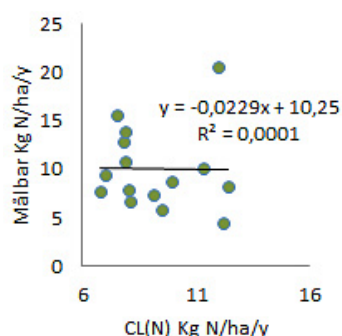
**Figur 5.8.** Konturplot for fordelingen af habitat natur-arealerne på Ellenberg N (næringsstoftilgængelighed) og Ellenberg R (alkalinitet) beregnet med MOVE for hhv. 1950, 2010 og 2060, hvor kvælstofdepositionen fra 2010 til 2060 er antaget konstant på det nuværende niveau. Arternes beregnede optimum er indtegnet med grønne prikker, medens den beregnede kombinerede økologiske niche (forekomstsandsynlighed) for de arter, der er gået tilbage fra 1950 til 2010 som følge af kvælstofbelastning er indtegnet som et konturplot (i grønt). De rødt skraverede områder angiver områder, hvor kemiske kriterier for forurening / eutrofiering overskrides, og området, hvor arter er gået tilbage. Den nedadgående pil angiver (et eksempel på) en beregnet udvikling i Ellenberg-værdier for et enkelt naturområde, medens den opadgående pil angiver en mulig udviklingsvej som følge af jordbundsforandringer forårsaget af ændret artssammensætning.

### Beregnete tålegrænser

De beregnede tålegrænser for de naturtyper, hvor det har været muligt at foretage en parameterisering af modelsystemet, er vist i tabel 5.1. Beregningerne er udført med hhv. 1950, 1992, og 2010 som referenceår. Der er ikke anvendt referenceår før 1950, idet usikkerhederne i beregningerne stiger væsentligt jo længere, der 'tilbageskrives' i tid. De beregnede tålegrænser ligger mellem 7 – 12 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> med 2010 som referenceår og 3 – 10 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> med 1950 som referenceår.

**Tabel 5.1.** Beregnede tålegrænser for kvælstofdeposition ( $\text{kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ ) med hhv. 1950, 1992 og 2010 som referenceår.

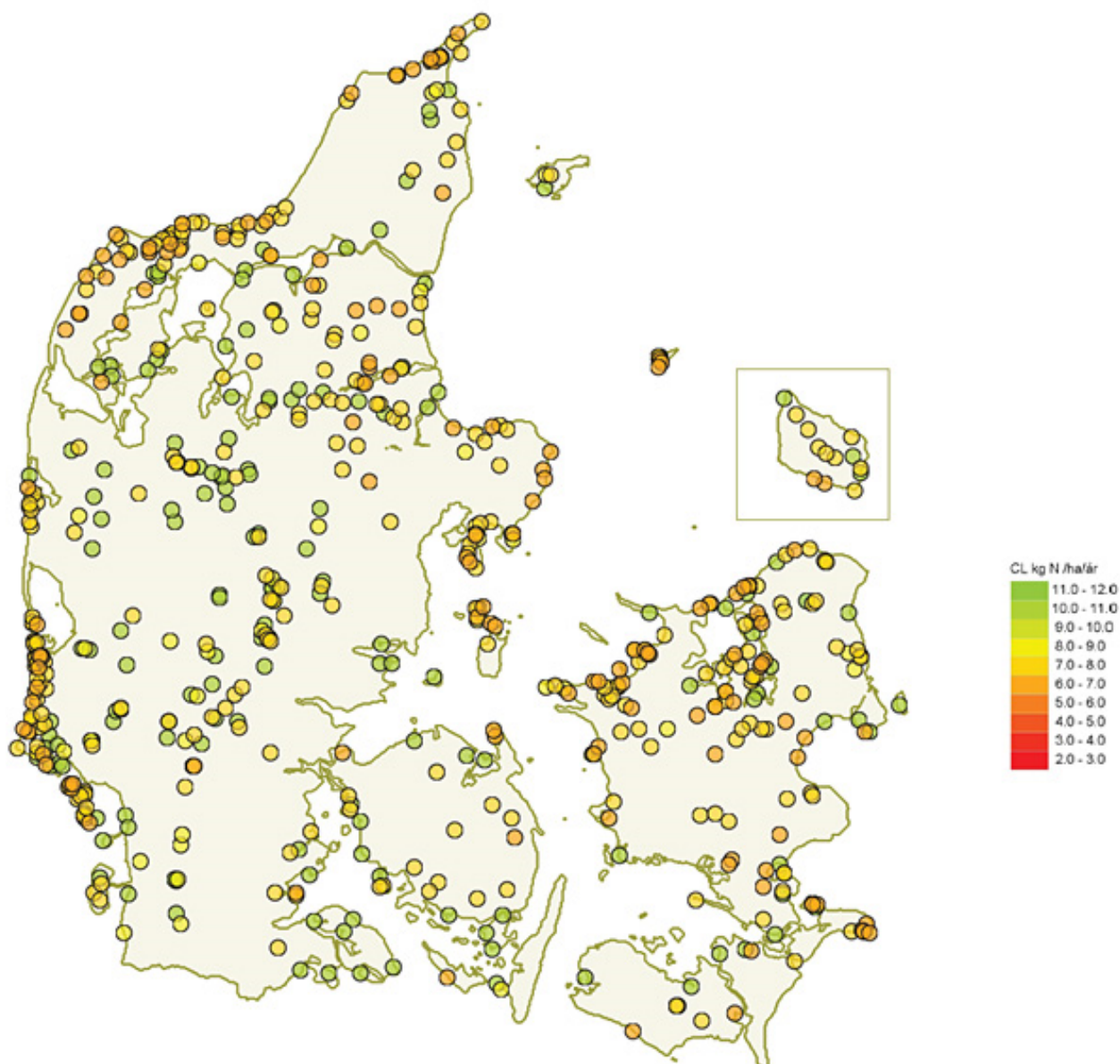
Naturtype		1950	1992	2010
		$\text{kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$		
1330	Strandenge	>8,1	>10,5	>12,0
2130	Stabile kystklitter med urteagtig vegetation (grå klit og grønsværklit)	2,6	6,7	8,1
2140	Kystklitter med dværgbuskvegetation (klithede)	6,2	7,5	8,0
2180	Kystklitter med selvsåede bestande af hjemmehørende træarter	9,0	10,4	12,2
2190	Fugtige klitlavninger	5,5	7,2	7,8
2250	Kystklitter med enebær	5,2	6,2	6,8
4010	Våde dværgbusksamfund med klokkeløg	7,3	9,0	9,9
4030	Tørre dværgbusksamfund (heder)	8,8	10,5	11,3
6120	Meget tør overdrevs- eller skræntvegetation på kalkholdigt sand	7,0	8,2	9,1
6210	Overdrev og krat på mere eller mindre kalkholdig bund	4,6	6,6	7,0
6230	Artsrige overdrev eller græsheder på mere eller mindre sur bund	4,5	7,3	7,9
6410	Tidvis våde enge på mager eller kalkrig bund, ofte med blåtop	6,3	7,4	7,9
7230	Rigkær	7,1	7,1	7,5
9110	Bøgeskove på morbund uden krattørn	8,5	10,5	11,3
9190	Stilkegeskove og -krat på mager sur bund	7,7	9,8	10,6
9198	Skovbevoksede tørvemoser	9,7	11,2	12,4
9199	Elle- og askeskove ved vandløb, søer og væld	7,7	8,3	9,5



**Figur 5.9.** Størrelse af den ekstra deposition ift. baggrundsdepositionen, der er beregnet at være nødvendig, hvis effekten på sammensætningen af plantesamfundet skal kunne bestemmes med statistisk sikkerhed pba. et datasæt fra hundrede 5-m cirkler, vist som funktion af de beregnede tålegrænser med 2010 som referenceår.

Der er foretaget en beregning af, hvilken størrelse af forskel i kvælstofdeposition, der vil være nødvendigt, hvis en resulterende effekt med sikkerhed skal kunne måles som en forskel i plantesamfundet ved anvendelse af overvågningsmetoderne fra NOVANA programmet og en realistisk overvågningsintensitet (100 5-m cirkler). Beregningen er nærmere beskrevet i Appendix 1. De nødvendige depositionsændringer for en målbar effekt er store, 5 - 20  $\text{kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  set over 40 år. Der er ingen sammenhæng mellem de beregnede tålegrænser og den beregnede depositionsændring for en målbar effekt. Sammenhængen er illustreret på figur 5.9. At de nødvendige depositionsændringer for en målbar effekt er så forholdsvis store skyldes primært, at planteforekomst i 5-m cirkler er en forholdsvis ufølsom målemetode til at følge ændringer i plantesamfundet på den enkelte lokalitet. Den manglende sammenhæng mellem tålegrænserne og hvad, der er målbart med en given målemetode, er imidlertid formentlig generel, idet størrelserne vil afhænge af forskellige egenskaber ved økosystemet. Grænsen for, hvad der er målbart vil kunne reduceres ved forøgelse af måleintensiteten eller anvendelse af en mere følsom indikator og målemetode, men grænsen kan ikke generelt forventes at være korreleret med tålegrænserne.

Figur 5.10 viser den geografiske fordeling af de beregnede tålegrænser for de NOVANA stationer, der har dannet datagrundlag for beregningen. De viste værdier er det beregnede gennemsnit for den dominerende naturtype på stationerne, beregnet med 1992 som referenceår. Der vil være væsentlige usikkerheder ift. at anvende de beregnede størrelser som tålegrænse for de enkelte stationer pga. den forventede store variation indenfor naturtyperne. Det er dog muligt at udlede enkelte mønstre af den viste geografiske fordeling. Der er forholdsvis stor forskel i tålegrænse mellem kyst-naturtyperne, hvor klittyperne har forholdsvis lave tålegrænser, og strandengene højere tålegrænser, hvilket afspejler sig i de lave værdier fx langs Jyllands vestkyst, medens strandengene fx langs Limfjorden og i det Sydfynske øhav har højere tålegrænser.



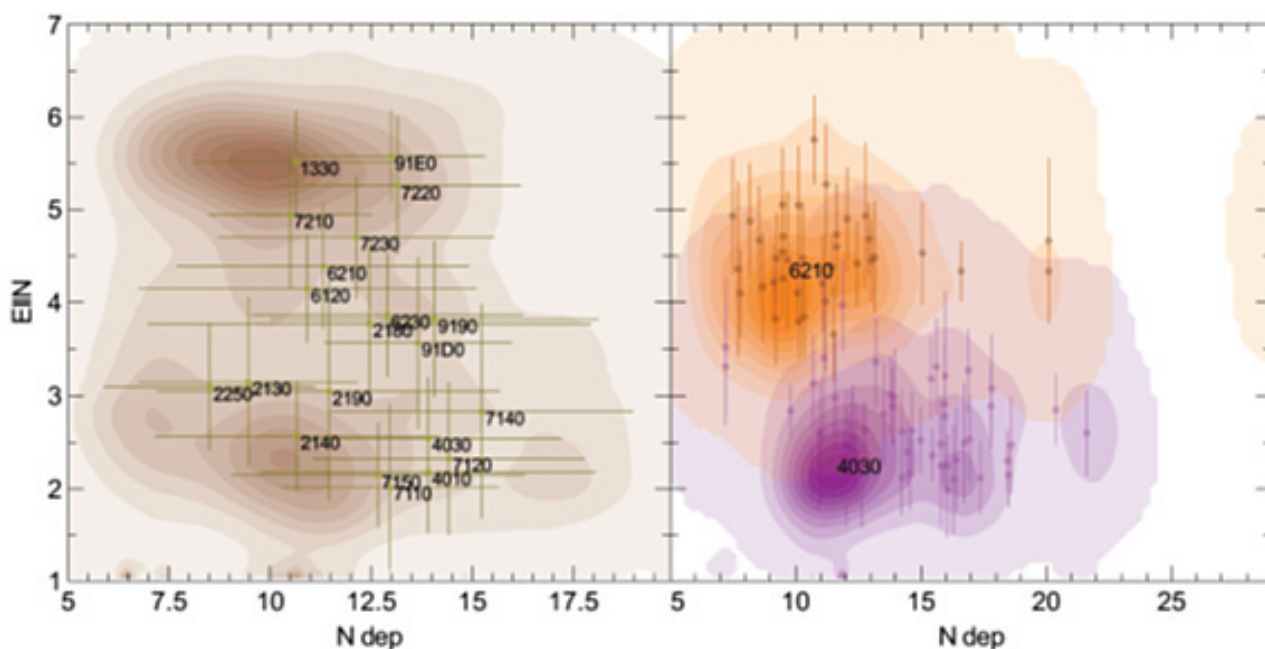
**Figur 5.10.** Beregnede tålegrænser for de enkelte NOVANA stationer. Tålegrænsen er beregnet som én værdi pr. naturtype, og der vil således kunne være væsentlige afvigelser for de enkelte stationer.

### Variation i tålegrænser

Tålegrænserne er beregnet som én værdi pr. naturtype for de forskellige referencer. I virkeligheden vil der, jf. diskussionen i afsnit 1.1 og 4.3 være en ganske væsentlig variation i tålegrænser indenfor naturtyperne, idet tålegrænsen afhænger af andre faktorer end hvad, der bestemmer naturtypen. Det har som nævnt ikke i denne analyse været muligt at kvantificere variationen i tålegrænser indenfor de enkelte naturtyper. Dette skyldes til dels mangler i datagrundlaget, men også praktiske hensyn, idet den anvendte udgave af VSD ikke understøtter automatiserede analyser.

Den forventede variation i tålegrænser kan illustreres af en sammenstilling mellem beregnede kvælstofdepositioner og observerede Ellenberg N værdier baseret på data fra NOVANA programmet. En sådan sammenstilling er vist i figur 5.11.





**Figur 5.11.** Sammenhængen mellem beregnet N deposition og observeret Ellenberg N for naturområderne i NOVANA. Figuren til venstre viser samtlige prøvefelter med variationen indenfor naturtyperne indtegnet. Figuren til højre viser fordelingen for to udvalgte naturtyper, hvor variationen i Ellenberg N for de enkelte overvågningsstationer er indtegnet.

Det kan måske synes overraskende, at der ikke er en mere direkte sammenhæng mellem kvælstofdeposition og kvælstofstatus målt som Ellenberg N, hverken for naturen som helhed, eller for de enkelte naturtyper. Den aktuelle kvælstofstatus er imidlertid primært bestemt af den måde, kvælstofkredsløbet fungerer på, på det enkelte naturområde, dvs. samspillet mellem planter og jord, hvor der er stor variation, også indenfor naturtyperne. Hvis man betragter naturen som helhed, er problemstillingen analog med, at der ikke er en direkte sammenhæng mellem nedbørsmængde og jordfugtighed. Dette er for så vidt velkendt fra landbruget, hvor fx vanding / dræningsbehov ikke kan bestemmes udelukkende pba. nedbørsmængden, og der tilsvarende er forskel på N-normen for forskellige jorder. Den samme forskel, blot mere udtalt, findes for naturområderne. Der er imidlertid en væsentlig forskel mellem næringsstofftilgængelighed og fugtighed. Hvor de hydrologiske forhold indgår i definitionen af naturtyperne, og fx kan adskille eng ved bunden af en bakkeskråning ned mod et vandløb fra overdrev ved bakketoppen, gælder det samme ikke for næringsstofftilgængelighed. Engarealet kan være mere næringsrigt end overdrevet, men behøver ikke være det.

Hvis tålegrænsen var den samme for alle lokaliteter med den samme naturtype, skulle man imidlertid forvente en positiv sammenhæng mellem N deposition og Ellenberg N indenfor naturtypen, dog med betydelig variation, idet det tidsmæssige respons på en given deposition kan være væsentligt forskelligt, selvom tålegrænsen er den samme, fx pga. forskelle i puljestørrelser. Som illustreret af figur 5.11, er dette ikke tilfældet. En del variation skyldes beregnings- og måleusikkerheder. De høje beregnede depositioner (> 20 kg) til naturtyperne 4030 og 6210 skyldes formentligt, at stationerne er placeret i et 1x1 km kvadrat, hvor den dominerende arealanvendelse er skov. Sammenstillingen illustrerer en væsentlig variation i tålegrænser indenfor naturtyperne.

## Skalering

De præsenterede beregninger er foretaget på landsskala, idet det anvendte datagrundlag og parameteriseringer er aggregeret som landsdækkende gennemsnit for de enkelte habitat-naturtyper. De anvendte metoder og til dels datagrundlag vil tillade beregninger, hvor data aggregeres på andre kategorier, fx jordbundstyper, eller andre geografiske skalaer, herunder beregninger for enkelte lokaliteter.

Beregninger på en finere geografisk skala eller for enkelt lokaliteter vil primært give mening, hvis der er et datagrundlag til rådighed, der muliggør en højere kvalitet i de beregnede størrelser, end hvad der kan opnås ved vurderinger baseret på landsdækkende beregninger. Et sådant datagrundlag findes i nogen udstrækning allerede for NOVANA stationerne, og det skyldes hovedsageligt de metodemæssige begrænsninger, at de her præsenterede beregninger er foretaget naturtypevis og ikke for de enkelte stationer. Beregningerne vil imidlertid ikke kunne baseres alene på data for en enkelt station, idet der ligger væsentlige usikkerheder i de indsamlede data. Usikkerhederne forbundet med anvendelse af data for forekomst i 5-m cirkler er diskuteret i appendiks 1. Datagrundlaget på stationsniveau stammer i de fleste tilfælde fra mellem 20 – 60 prøvetagningssteder, og er dermed ret usikkert. For de kemiske målinger har det ikke været muligt at foretage en analyse af usikkerhederne på forskellige skalaer, men antallet af målinger på stationsniveau er meget lille ift. den forventelige variation.

Der vil være en stor variation mellem naturområder indenfor de enkelte naturtyper og dermed også en stor forskel i de arter, der er til stede eller har været det på de enkelte områder, og i vilkårene for et givent referenceår. Hvis den anvendte målsætning konverteres til lokalitetsspecifikke målsætninger, vil dette kunne medføre højere tålegrænser for en del lokaliteter, fordi det forventede antal arter, og dermed antallet af følsomme arter, vil være mindre, og de mest følsomme arter ikke vil indgå i referencetilstanden for alle lokaliteter. En anden faktor, der kan medføre højere tålegrænser for en del lokaliteter, er lokale plejeplaner, der sikrer en kvælstoffjernelse på lang sigt, der ligger ud over de her anvendte plejescenarier. Dette er nærmere diskuteret i kapitel 8.

På grund af usikkerhederne i det til rådighed værende datagrundlag må det anbefales, at der ved beregninger for enkelt lokaliteter anvendes en statistisk baseret metode til opsætning og parameterisering af modelsystemet, så det landsdækkende datasæt anvendes som a priori værdier, og parameteriseringen opdateres ved anvendelse af de lokale data på en måde, der tager højde for måleusikkerhederne. For plantesamfundet må proceduren omfatte både de tilgængelige observationer, fx data fra 5-m – cirkler, og størrelsen af det areal, beregningen foretages for, fordi sandsynligheden af, at en følsom art er tilstede både afhænger af de tilgængelige observationer og af områdets størrelse.

## 5.5 Overskridelser af tålegrænserne

Overskridelser af tålegrænserne findes i princippet som differencen mellem tålegrænsen og depositionen på de enkelte lokaliteter, hvis der kan bestemmes en tålegrænse for et enkelt forurenende stof. Som illustreret på figur 3.1 er det en smule mere kompliceret for kombinerede tålegrænser for eutrofiering og forsuring, idet der er forskellige kombinationer af kvælstof- og svovldepositioner, der forårsager overskridelser af tålegrænsen. Depositio-

ner af basekationer indgår i beregningen af tålegrænser for både forsurening og eutrofiering, men normalt ikke eksplicit i beregningen af overskridelser, selvom det antropogene bidrag i princippet bør indgå i beregningen af overskridelser, og ikke i de beregnede tålegrænser (se også afsnit 3.1). For de her præsenterede beregninger er såvel depositionen af S og basekationer holdt konstant på 2010 niveau, og de beregnede overskridelser af tålegrænserne er baseret på de i afsnit 5.4 beskrevne beregnede tålegrænser for kvælstof baseret på målsætninger for biodiversitet. De beregnede tålegrænser er, som beskrevet, baseret på data aggregeret for de enkelte naturtyper fra et landsdækkende datagrundlag.

Overskridelser af tålegrænsen er i princippet lokalitetsspecifikke, og beregningen kræver såvel lokalitetsspecifikke tålegrænser som - depositioner. Det er tidligere vist, at måden variation og usikkerheder håndteres i beregningerne har stor betydning for de beregnede overskridelser af tålegrænsen, specielt for beregninger af arealet med overskridelser (Bak, 2001). Det er valgt at foretage en beregning af overskridelsen af tålegrænserne for hver NOVANA overvågningsstation baseret på den beregnede tålegrænse for stationens hovednaturtype og de landsdækkende depositions kort og derefter aggregere de beregnede overskridelser til landsplan for hver naturtype, idet dette giver mulighed for at betragte sammenhænge mellem regionale mønstre i beregnede tålegrænser, depositioner, og overskridelser af tålegrænserne. Beregningsmetoden giver desuden en fordeling af depositioner, der afspejler forholdene på det overvågede naturareal, og derfor er konsistent med datagrundlaget for de beregnede tålegrænser. Ved opskaleringen er variation og usikkerhed i den lokale tørafsætning af ammoniak medtaget i beregningen af arealet med overskridelser af tålegrænserne for hver naturtype. Pga. mangler i datagrundlag og de tidligere nævnte metodemæssige begrænsninger er der ikke foretaget en kvantitativ analyse af variation og usikkerheder for de beregnede tålegrænser, og variation og usikkerheder heri har derfor ikke kunnet indgå i beregningen af det samlede areal med overskridelser af tålegrænserne.

De beregnede overskridelser af tålegrænserne for hver naturtype er vist i tabel 5.2. Der er både beregnet andelen af naturtypens areal med overskridelse af tålegrænsen og en gennemsnitlig belastning over tålegrænsen for hver naturtype. Der er desuden angivet en variation i overskridelse, der afspejler den beregnede variation i deposition, hvor tørdeposition af ammoniak beregningsmæssigt er håndteret som en sandsynlighedsfordeling for hver station.

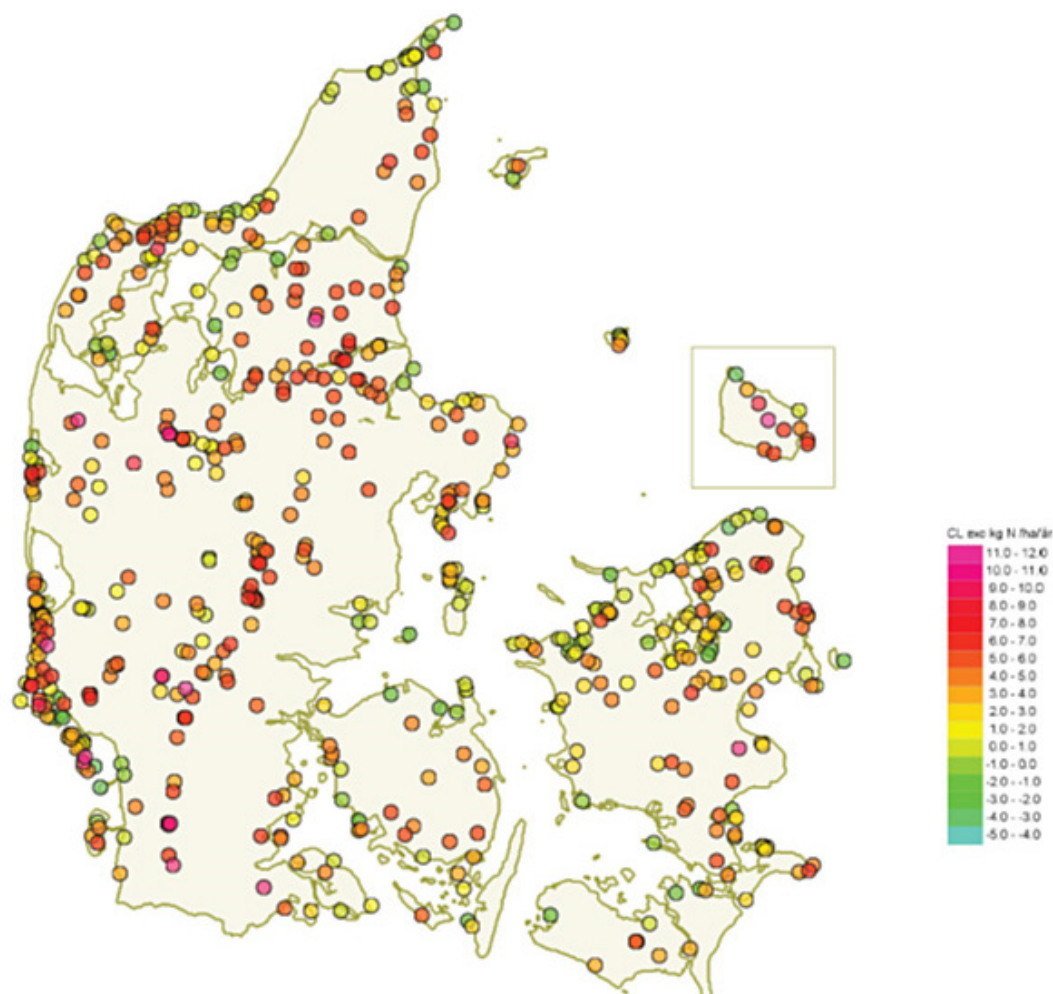
Den geografiske fordeling af de beregnede overskridelser af tålegrænsen er vist på figur 5.12. Beregningen er foretaget for den dominerende naturtype for NOVANA stationer med data fra mere end 10 prøvefelter. Den gennemsnitlige tålegrænse for naturtypen er for hver station sammenholdt med beregnede depositioner for 2010 baseret på den landsdækkende beregning af kvælstofdeposition (Ellermann mfl., 2011), og depositioner af svovl og basekationer beregnet af EMEP (<http://www.emep.int/>). Der er således en meget væsentlig usikkerhed på de beregnede overskridelser for de enkelte stationer. Der kan ikke identificeres regioner, hvor der ikke kan forekomme problemer som følge af luftforurening, men de beregnede overskridelser viser dog et mønster, der i nogen grad afspejler mønsteret for den beregnede kvælstofdeposition, hvor problemerne er størst i de husdyrtætte egne af Jylland og mindre på dele af Sjælland og øerne og for regioner som Nordjyllands gren.



**Tabel 5.2.** Beregnede overskridelser af tålegrænsen for 2010 baseret på et kriterium om ingen tilbagegang i biodiversitet ift. referenceåret 1992. Den angivne variation er variationen som følge af forskelle i deposition, inkluderet betydningen af lokale ammoniak kilder.

Naturtype	CL exc kg N ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	Arealandel med overskridelse
1330	0.07	+4.50
2130	2.73	+3.62
2140	2.91	+4.19
2180	1.66	+6.33
2190	3.91	+4.65
2250	2.25	+3.50
4010	4.49	+4.60
4030	3.02	+4.73
6120	2.45	+5.07
6210	4.51	+4.17
6230	5.30	+4.01
6410	5.65	+4.53
7230	4.79	+3.95
9110	3.84	+4.68
9190	3.63	+4.72
91D0	2.25	+4.60
91E0	4.70	+3.78

**Figur 5.12.** Beregnede overskridelser af tålegrænsen for 2010 baseret på et kriterium om ingen tilbagegang i biodiversitet ift. referenceåret 1992.



## 5.6 Diskussion

De beregnede tålegrænser ligger, afhængigt af referenceår, på niveau med – eller under det lave niveau for intervallerne af de empirisk baserede tålegrænser (jf. tabel 2.1). Dette er ikke overraskende i betragtning af karakteren af datagrundlaget for de empirisk baserede tålegrænser og det beregnede niveau for ændring i belastning, der er nødvendig for at give en statistisk signifikant ændring i plantesamfundet målt på lokal skala. At forskellen ikke er større skyldes i nogen udstrækning, at der ved fastsættelse af de empirisk baserede tålegrænser er anvendt mere følsomme indikatorer og målemetoder end grundlaget for den her præsenterede beregning. De præsenterede, beregnede tålegrænser er ikke minimumværdier, idet der som nævnt ikke er foretaget en systematisk bestemmelse af variation og usikkerheder. Der er dog en række faktorer der gør, at en mere detaljeret analyse, der inkluderer et mere komplet datagrundlag for de enkelte lokaliteter, vil kunne give væsentligt højere værdier for en række lokaliteter og dermed også et højere gennemsnit for naturtyperne og intervaller, der falder mere overens med intervallerne for de empirisk baserede tålegrænser.

Størrelsen af de beregnede overskridelser siger primært noget om, hvilke tiltag, der vil være nødvendige for at imødegå problemet. Tiltagene kan være en reduktion i deposition gennem emissionskontrol på lokal-, regional-, lands-, og / eller europæisk skala, eller, for nogle naturtyper, en forøgelse af tålegrænserne ved drift / plejeformer målrettet mod at fjerne kvælstof. Arealandelen med overskridelser siger noget om, hvor stor en del af naturtypens areal, der kan forventes på lang sigt at ville have en negativ udvikling som følge af den atmosfæriske deposition, hvis denne fortsætter på det nuværende niveau. Andelen siger desuden noget om, for hvor stor en del af naturarealet lokale virkemidler som fx bufferzoner vil kunne forventes at have en positiv effekt. Som udgangspunkt kan der ikke på lang sigt forventes en positiv effekt af lokal emissionskontrol ift. den målsætning, tålegrænsen er baseret på, hvis depositionen allerede er under tålegrænsen. På kort sigt kan situationen naturligvis være anderledes pga. de forventelige store tidsforsinkelser mellem påvirkninger og effekter.

Der kan udledes flere ting af de beregnede overskridelser af tålegrænsen. Størrelsen af de beregnede overskridelser ligger i et interval, hvor det faktisk vil være (teknisk) muligt at beskytte en stor del af naturarealet ved en kombination af emissionskontrol med kendte virkemidler og en intensiveret drift / plejeindsats målrettet mod en fjernelse af kvælstof. Successen af en sådan indsats vil dog afhænge af, at der foretages en vidensbaseret og målrettet prioritering af indsatsen. Hvis fx de beregnede overskridelser for strandeng (1330) betragtes, fremgår det, at en gennemsnitlig overskridelse omkring 0 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> svarer til overskridelser på omkring halvdelen af naturarealet. Dette er ikke overraskende, men betyder, at en regulering, der udelukkende fokuserer på at reducere det gennemsnitlige depositionsniveau, skal stille efter en meget væsentlig depositionsreduktion, hvis en høj procentdel af naturarealet ønskes beskyttet med sikkerhed.

Sammenlignes resultaterne for de enkelte naturtyper med tidligere resultater og anbefalinger, er det interessant, at klittyperne i denne analyse har væsentlige overskridelser af tålegrænsen. Tidligere analyser baseret på de empirisk baserede tålegrænser har vist forholdsvis få overskridelser for klittyperne, fordi den gennemsnitlige deposition er lav ved kysterne. De nye resultater er i bedre overensstemmelse med den observerede tilstand for disse naturtyper (Damgård mfl., 2008).

De beregnede tålegrænser for strandeng er væsentligt lavere end de empiriske tålegrænser. Beregningen for strandeng er meget usikker, dels fordi der ikke eksisterer et anvendeligt datagrundlag for kvælstoftilførsel fra andre kilder, dels fordi salinitet ikke indgår som plantefordelende faktor i MOVE, og konkurrenceforholdene på strandengen dermed muligvis ikke beskrives retvisende.

De beregnede arealandele med overskridelse af tålegrænserne kan af flere forskellige grunde forventes at være for store. Som beskrevet kan det forventes, at lokalitetsbestemte tålegrænser for en del af naturarealet vil være højere end de beregnede generelle tålegrænser for naturtyperne. Effekten af ikke at inkludere den forventede variation og usikkerhed i tålegrænser og depositioner i beregningen kan forventes at være en overvurdering af arealet med overskridelser på op mod 10 % point for naturtyperne med de største beregnede overskridelser (Bak, 2001).

Der er ingen sammenhæng mellem de beregnede tålegrænser og den beregnede depositionsændring, der skal til for at påvirke et plantesamfundet i en grad, der vil være statistisk signifikant målbart på en lokalitet. De nødvendige depositionsændringer for en målbar effekt er desuden store, 5 - 20 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> set over 40 år. Størrelsen af påvirkning, der skal til for at give en målbar forandring, afhænger indlysende af, hvad der måles på, samt af målemetode og måleintensitet. Der vil forventes at kunne findes målbare forandringer på lokal skala ved depositionsændringer på væsentligt lavere niveauer, hvis der måles på mere følsomme påvirknings- eller statusindikatorer, som koncentrationer i hurtigt reagerende puljer, men formålet må klargøres. Hvis – og hvor, der er behov for at dokumentere en lokal effekt af en ændret kvælstofbelastning, anbefales det at anvende en kombination af målinger og modelberegning.

Der har ligget en metodemæssig begrænsning i den anvendte modelversion for VSD modellen (VSD+ studio, 3.3.1), der ikke understøtter automatiserede beregninger, og dermed er arbejdskrævende at anvende for et stort antal beregningspunkter, selvom opsætningen af input filer kan automatiseres. For fremtidige beregninger vil denne situation blive bedre, idet der medio april 2012 er blevet en udgave af VSD tilgængelig, der understøtter automatiserede tålegrænseberegninger. Dette vil tillade en beregningsstrategi, hvor der anvendes lokalitetsspecifikke input data, og resultaterne aggregeres regionalt og / eller på naturtyper, jordbundstyper etc. Det vil endvidere muliggøre anvendelse af Monte Carlo simuleringer som grundlag for en vurdering af variation og usikkerheder.

Som et fremtidigt udviklingsspor kan det anvendte modelsystem udvides til også at omfatte modellering af vegetationens højde, biomasse og struktur, og dækningsgraden af de dominerende arter, fx ved at inkludere plantekonkurrencemodeller som SUMO. Dette vil også give bedre muligheder for anvendelse af fx pinpoint-observationer. For kortere tidshorisonter kan en integration med statistisk / empirisk baserede modeller, som de i NOVANA programmet udviklede 'state – space' modeller, være relevant. Ved effektivvurderinger på lokal skala vil det endvidere være væsentligt, at de anvendte depositionsberegninger både inkluderer lokale kilder og betydningen af forskelle i overfladeruheid (jf. kapitel 6).

## 6 Overvågning

Som beskrevet i denne rapport kan der forventes meget væsentlige tidsforsinkelser mellem (ændringer i) en given påvirkning af en lokalitet og de efterfølgende kemiske og biologiske ændringer, herunder potentielt ændringer i jordbundsstruktur. Afhængigt af valget af overvågningsparametre / indikatorer kan både den status, der aktuelt observeres, og de udviklingstendenser, der kan findes over en kort tidsperiode, være et resultat af (ændringer i) påvirkninger, der ligger årtier tilbage i tid. Indikatorerne kan endda på grund af forskellig tidsmæssig respons give modsatrettede tendenser (fx samtidigt fald i C/N ratio og NO<sub>3</sub> koncentrationer). Både af hensyn til planlægning af fremtidige indsatser på enkelt-lokaliteter og udviklingen af fremtidige politikker er det derfor væsentligt at kunne anvende modelsystemer, der kan integrere effekten af ændrede påvirkninger over tid og adskille og kvantificere den relative betydning af forskellige påvirkninger på den nuværende status og fremtidige udvikling.

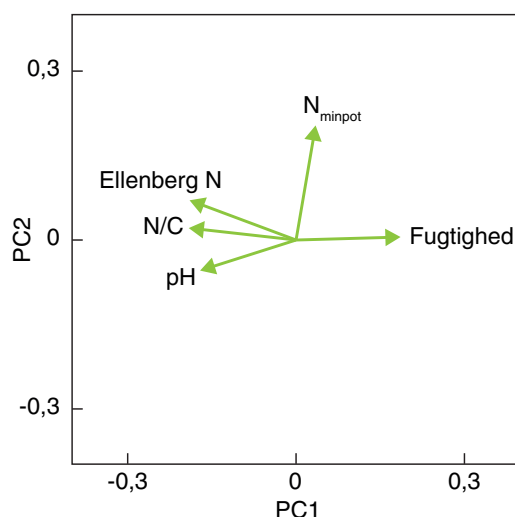
Der er som allerede nævnt væsentlige mangler i de grundlæggende data for overvågningsstationerne i NOVANA programmet, der gør det vanskeligt og usikkert at opsætte og anvende modelsystemer som VSD – MOVE på stationsniveau. For et overvågningsprogram, der er planlagt til at blive fortsat og levere data over en lang periode, er dette imidlertid en mangel, der forholdsvis enkelt vil kunne overkommes ved at allokere en mindre del af de årlige ressourcer til indhentning af de nødvendige basale data vedrørende jordens struktur, tekstur og de væsentligste næringsstofpuljer for stationerne.

Det er et større problem, at det nuværende overvågningsprogram kun i meget beskedent omfang omfatter data, der vil kunne bruges til at understøtte troværdigheden af modelberegnete sammenhænge mellem de tidsmæssige forløb - og sammenhænge mellem påvirkninger og effekter. C/N ratioer i jord er meget langsomt reagerende og dermed svære at relatere til kortsigtede ændringer i påvirkning, eller for den sags skyld tilstand, idet plantesamfundene også kan reagere meget hurtigere på ændringer i kvælstofpåvirkning end C/N i jord. Det samme kan siges at være tilfældet for presens / absens data som data fra overvågningsprogrammets 5-m cirkler. Disse data giver formentlig en god integration af de naturgivne forhold og effekten af langsigtede påvirkninger, dog med en meget væsentlig tidsforsinkelse og meget stor måleusikkerhed. Koncentrationer i skud, mosser og laver er hurtigt reagerende, men også følsomme for en lang række andre påvirkninger som variation i klimatiske forhold fra år til år, og vanskelige at relatere til data fra modelsystemer som VSD – MOVE. Det samme gælder pin-point dataene, der formentligt også vil være forholdsvis hurtigt reagerende, men, set i forhold til presens / absens data, væsentligt mere følsomme for en række andre faktorer som fx (ændret) pleje, og hvor dataene er vanskelige at relatere til VSD – MOVE data, hvilket peger på et behov for udvikling af bedre modelsystemer. Denne problemstilling kunne, som tidligere nævnt, tænkes løst ved at udvide modelsystemet med konkurrencemodeller som SUMO, hvilket imidlertid ville øge behovet for grundlæggende jordbundsdata for stationerne, både kvantitativt og kvalitativt.

Det skal derfor her anbefales ved fremtidige revisioner af overvågningsprogrammet at overveje at inkludere en middelhurtig kemisk indikator på kvælstofstatus. Et bud kunne være 'mineraliserbart N', (N<sub>minpot</sub>), der de

seneste år er afprøvet i det britiske 'countryside survey' overvågningsprogram (Emmett mfl., 2010). Parameteren er praktisk og økonomisk overkommelig at måle, forventes at være forholdsvis robust ift. år til år variationer, mulig at relatere til modelberegned størrelser, og at give en væsentlig forøgelse i forklaringskraften for empirisk baserede planteforekomstmodeller (som MOVE). Figur 6.1 viser et resultat fra et pilotstudie vedr. parameteren i det britiske countryside survey. Der er foretaget en PCA analyse, hvor det ses, at Ellenberg N og jordens N/C ratio er stærkt korrelerede og har en god forklaringskraft (lang pil) ift. det observerede plantesamfund. Begge er stærkt negativt korrelerede til jordens vandindhold (vægtbasis, g/g), angiveligt fordi de mest næringsfattige naturområder i Storbritannien er sure, næringsfattige moser. Mineraliserbart N ( $N_{\text{minpot}}$ ) har en stor forklaringskraft, men er ortogonal til N/C, hvilket i det britiske studie fortolkes som, at mineraliserbart N forklarer en variation i Ellenberg N, der ikke forklares af N/C. I forhold til det britiske studie forventes denne tendens at være større i Danmark, hvor naturområderne forventes at være mere eutrofierede og Ellenberg N dermed tættere relateret til tilgængeligt N, fx som  $\text{NO}_3$  ift. C/N.

**Figur 6.1.** Ordination af data fra det britiske 'countryside survey' pilot studie vedr. mineraliserbart N i 2006 som 1. og 2. ordens primær komponenter af variationen.  $N_{\text{minpot}}$  = total N mineraliseret ved 4 ugers inkubation, N/C = total N i jord / total C i jord, moisture = vandindhold i jord (g/g). (Emmett mfl., 2010).



## 7 Forvaltning og pleje

Der findes ikke et omfattende og troværdigt datagrundlag vedr. den kvantitative effekt af den nuværende naturpleje ift. at fjerne kvælstof fra det samlede areal med kvælstoffølsomme naturområder. (Damgård mfl., 2007) Det samme gælder i nogen udstrækning den historiske drift / pleje, hvor der måske nok eksisterer oplysninger vedr. enkelte områder og regioner, men ikke et samlet materiale. For nogle naturtyper som græslandstyperne og (indlands) hederne er en vis drift / pleje en del af områdernes dannelseshistorie og en forudsætning for deres opretholdelse. Man vil derfor fx med modelberegninger som præsenteret her i rapporten kunne bestemme et muligt interval for den historiske drift / pleje af områderne. Der er, som allerede berørt i rapporten, en øvre grænse for, hvor meget kvælstof, der har været i den biomasse, der har kunnet fjernes ved drift / pleje, og en nedre grænse for den intensitet, der vil have været nødvendig for at skabe og fastholde naturtyperne. For andre naturtyper som klit og moser er det langt mere usikkert om, og i hvilket omfang, en driftmæssig udnyttelse har været nødvendig for at danne og fastholde naturtyperne. For højmoserne er en driftmæssig udnyttelse måske ligefrem uforenelig med naturtypens eksistens.

Da en plejeindsats, der medfører en kvælstoffjernelse over det, der er regnet med ved beregning af tålegrænsen alt andet lige vil give en tilsvarende forøgelse af tålegrænsen, vil det imidlertid være forholdsvis enkelt at inddrage effekten heraf ved beregning af tålegrænser for en konkret lokalitet. Den mulige kvælstoffjernelse som følge af pleje blev estimeret i rapporten 'Forvaltningsmetoder i N-belastede habitatnaturtyper' (Damgård mfl., 2007). Tabel 7.1 viser de beregnede tal for kvælstoffjernelse ved forskellige plejescenarier. Tallene er primært baseret på data fra hede, hvor der bør gå en årække mellem plejeindgreb som slåning og afbrænding, hvis plejen ikke i sig selv skal have en negativ effekt på den opnåelige diversitet. Hvis heden slås eller afbrændes med 30 års intervaller, bliver den årlige kvælstoffjernelse omkring 4 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>. Intensivering af pleje er en metode, der givetvis vil have andre konsekvenser end fjernelse af kvælstof, fx forsuring, mangel på visse næringsstoffer og fysiske effekter, som alle vil kunne medvirke til uønskede ændringer af økosystemet. Dette understreger behovet for en øget viden om effekter af ved pleje at fastholde succesionsbetingede økosystemer på et bestemt successionstrin.

**Tabel 7.1.** Vurdering af gennemsnit og varians i forbindelse med kvælstoffjernelse (Damgård mfl., 2007).

	Gennemsnit	Fordeling
Slåning	116,7 kg ha <sup>-1</sup>	Trekant: (min = 50, modus = 100, max = 200)
Afbrænding	116,7 kg ha <sup>-1</sup>	Trekant: (min = 50, modus = 100, max = 200)
Tørveskrælning	1166,7 kg ha <sup>-1</sup>	Trekant: (min = 500, modus = 1000, max = 2000)
Græsning	10kg ha <sup>-1</sup>	Uniform (min = 5, max = 15)

Græsning kan anvendes som plejeform på både heder og græslands naturtyper. Kvælstoffjernelsen afhænger af, om der gives tilskudsfoder, og om dyrene opholder sig på arealet hele døgnet eller kun i dagtimerne. Tabel 7.2 viser typiske græsningstryk for naturpleje. Hvis områderne ikke gødskes, vil nettoeffekten være en fjernelse af kvælstof pga. den producerede tilvækst. Hvis der regnes med et optag på 25 g N (kg tilvækst)<sup>-1</sup> og en tilvækst på 1 kg dag<sup>-1</sup>, vil der fx kunne fjernes ca. 5,6 kg N år<sup>-1</sup> pr. ungtyr på græs.

**Tabel 7.2.** Græsningstryk ved pleje (antal dyr ha<sup>-1</sup> ved sommergræsning), efter (Helweg Ovesen (red.), 1993).

	<b>Moderfår</b>	<b>Ungkvæg</b>	<b>Ammekøer</b>	<b>Heste</b>
Hede	1,5-2	0,5	0,3	0,5
Sur tøræng	2,4-3,0	0,6-0,8	0,3-0,5	0,6-0,8
Sur eng	4,0-6,0	1,0-1,5	0,5-0,8	1,0
Overdrev	1,2-6,0		0,2-1,0	

## 8 Konklusion, anbefalinger

Der er foretaget en ny beregning af tålegrænser for dansk natur og overskridelser heraf. Beregningen er for første gang forsøgt fokuseret på effekter på biodiversitet, der i de seneste år har været i fokus af miljøpolitikken og i reguleringen af luftforurening både på europæisk plan og nationalt, bl.a. som en følge af EU's naturdirektiver og Biodiversitetskonventionen. Beregningen har derfor været fokuseret på de danske Natura 2000 områder, og beregningerne er præsenteret for de naturtyper, der i Danmark er omfattet af EU's Habitatdirektiv.

Metoderne til beregning af tålegrænser for biodiversitet er blevet væsentligt forbedrede de seneste år, bl.a. som følge af den videnskabelige udvikling, der foregår i regi af UNECE, LRTAP Konventionen. Analyserne i denne rapport bygger på den seneste udvikling i dette arbejde og tidligere nationalt arbejde, bl.a. i EUDANA projektet. Modellsystemet fra EUDANA projektet er opdateret pba. den seneste internationale udvikling, og det opdaterede modelsystem er dels brugt i scenarieanalyser mhp. at belyse sammenhænge mellem udviklingen i den atmosfæriske deposition af kvælstof og svovl, jordbundskemi og plantesamfundene på de danske Natura 2000 områder, dels til beregning af tålegrænser baseret på målsætninger for biodiversitet. Beregningerne er foretaget naturtypevis, fordi den anvendte modelversion kun har understøttet et begrænset antal scenario- og tålegrænseberegninger.

Scenarioanalyserne understøtter en antagelse om, at atmosfærisk deposition af kvælstof og svovl har medført en væsentlig forarmelse af dansk natur, og at det generelle kvælstofniveau stadig skal reduceres væsentligt for at stoppe denne udvikling. Der kan generelt ikke forventes at være ligevægt mellem det plantesamfund, der aktuelt observeres, og de nuværende påvirkninger på naturområderne, idet der må forventes væsentlige tidsforsinkelser (årtier) mellem ændringer i deposition, jordkemi, plantesamfund og jordbundsstruktur.

Der er foretaget en beregning af tålegrænser baseret på en målsætning om stop for tab af biodiversitet som følge af atmosfærisk belastning med kvælstof ift. et referenceår, hvor forekomst sandsynligheden af de kvælstoffølsomme arter er anvendt som indikator. Beregningen er foretaget med hhv. 1950, 1992 og 2010 som referenceår. Der er ikke anvendt referenceår før 1950, idet usikkerhederne i beregningerne stiger væsentligt jo længere, der 'tilbage skrives' i tid. 1992 svarer til Habitatdirektivets ikrafttræden og 2010 er mål-år for biodiversitetskonventionen.

De beregnede tålegrænser ligger mellem 7 – 12 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> med 2010 som referenceår og 3 – 10 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> med 1950 som referenceår. De beregnede værdier ligger dermed på niveau med, eller lidt under, det lave niveau for de empirisk baserede tålegrænser. Dette understøtter tidligere anbefalinger af, at der ved effektvurderinger for en konkret lokalitet ikke bør anvendes tålegrænser over dette niveau, medmindre der eksisterer data og kan foretages lokale beregninger, der sandsynliggør, at tålegrænsen for lokaliteten er højere. Det kan endvidere forventes, at yderligere beregninger med et mere detaljeret datagrundlag vil medføre en anbefaling om en sænkning af det lave niveau af tålegrænser for nogle naturtyper.



De beregnede overskridelser af tålegrænsen med 1992 som reference ligger mellem 0 – 5,6 N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> som gennemsnit for naturtyperne. De gennemsnitlige overskridelser har dermed en størrelse, hvor en målrettet, intensiveret pleje mhp. at imødegå eutrofiering vil kunne have en væsentlig effekt for nogle naturtyper. Det vil dog stadig være nødvendigt at reducere det generelle belastningsniveau og at reducere belastningen fra lokale kilder, hvor disse har en væsentlig betydning for enkelt lokaliteter. Den beregnede arealandel med overskridelser af tålegrænsen varierer fra 50 – 90 % som gennemsnit for naturtyperne, men dette tal er formentlig overvurderet, fordi beregningen kun har taget højde for en begrænset del af den forventede variation og usikkerheder i tålegrænser og depositioner.

Der er ikke foretaget en kvantitativ analyse af variation og usikkerheder i de beregnede tålegrænser, men det forventes, at variationen i tålegrænser vil være af samme størrelsesorden indenfor som mellem naturtyperne, og at en beregning af lokalitetsspecifikke tålegrænser i mange tilfælde vil kunne være højere end de her beregnede værdier for naturtyperne.

Der er foretaget en analyse af hvilke arter, der forventes at være gået tilbage som følge af den atmosfæriske kvælstofbelastning. Det drejer sig om i alt 179 arter, eller omkring 10 % af de arter, der er observeret i NOVANA programmet (Bilag 1). 56 % af disse arter er også danske indikatorarter, habitat-typiske arter iflg. Habitatdirektivets Annex 1 og / eller rødlistede.

Der er ingen sammenhæng mellem de beregnede tålegrænser og den beregnede depositionsændring, der skal til for at påvirke et plantesamfundet i en grad, der vil være statistisk signifikant målbart på en lokalitet ved anvendelse af en realistisk overvågningsintensitet (100 5-m cirkler). Dette skyldes primært, at der er forskel på de egenskaber ved et økosystem, der betinger følsomheden for luftforurening, og de egenskaber, der betinger hvor let en påvirkning kan detekteres som ændringer i planteforekomst. De nødvendige depositionsændringer for en målbar effekt målt på planteforekomst i 5 – m cirkler er desuden store.

De metoder og redskaber, der er anvendt i den landsdækkende beregning, vil også kunne anvendes til beregning af lokalitetsspecifikke tålegrænser. Inddragelse af lokale jordbunds- og vegetations data vil kunne give en mere præcis bestemmelse af kvælstofprocesser som fiksering, denitrificering og immobilisering, der har væsentlig betydning for tålegrænsen, og dermed reducere usikkerheden i de foretagne vurderinger.

Troværdigheden af modelberegnete scenarier vil i mangel af historiske data bedst kunne underbygges ved sammenligning med observerede udviklingstendenser. På mange lokaliteter må det forventes, at kvælstofstatus aktuelt vil være stigende baseret på udviklingen i C/N, men faldende baseret på udviklingen (på kort sigt, < 20 år) i deposition og NO<sub>3</sub> koncentrationer. Der er derfor behov for at inddrage en forholdsvis hurtigt reagerende indikator på kvælstofstatus i overvågningen. En mulighed kunne være mineraliserbart kvælstof, der er afprøvet i det britiske overvågningsprogram.

## 9 Referencer

- Baszkowski A. J., Joanes D. N., Shamia G. M., 1997. Properties of a generalized diversity index. *Journal of Theoretical Biology* 188: 207–213
- Bak J., 2001, Uncertainties in large scale assessment of critical load exceedances, Volume 1, Numbers 1-2 (2001), 265-280, DOI: 10.1023/A:1011534628213.
- Bak J., Ejrnæs R. 2004: EUDANA – EUtrofiering af DAnsk NATur– videnbehov, modeller og perspektiver -Faglig rapport fra DMU, nr. 501
- Bakkenes M., de Zwart D., Alkemade J.R.M. 2002. RIVM rapport 408657006. 74 pp.
- Bobbink R., Braun S., Nordin A., Power S., Schütz K., Strengbom J., Weijters M., Tomassen H. 2010. Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23-25 June 2010.
- Bobbink R. 2010, Plant species richness and the exceedance of empirical nitrogen critical loads: An inventory. Report Landscape Ecology, 19pp.
- Brandt J., Silver J. D., Christensen J. H., Andersen M. S., Bønløkke J. H., Sigsgaard T., Geels C., Gross A., Hansen A. B., Hansen K. M., Hedegaard G. B., Kaas E., Frohn L. M. 2011. CEEH Scientific Report No 3: Assessment of HealthCost Externalities of Air Pollution at the National Level using the EVA Model System.
- Bruus M., Nielsen K. E., Damgaard C., Nygaard B., Fredshavn J. R. & Ejrnæs R. 2010. Terrestriske Naturtyper 2008. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 78 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 765. <http://www.dmu.dk/Pub/FR765.pdf>.
- CBD, 1992. Convention on Biological Diversity
- Damgaard, C., Nygaard, B. & Nielsen, K. E. 2008.: Danske kystklitter – vegetation og jordbundskemi. Analyse af NOVANA-data 2004-2006. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, 66 P. – Faglig rapport fra DMU nr. 658. <http://www.dmu.dk/Pub/FR658.pdf>.
- Damgaard C.F., Strandberg B., Nielsen K. E., Bak J. L., Skov F. 2007: Forvaltningsmetoder i N-belastede habitatnaturtyper. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 45 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 637 <http://www.dmu.dk/Pub/FR637.pdf>.
- Damgaard C., Nygaard B. & Nielsen K. E. 2008. Danske kystklitter – vegetation og jordbundskemi. Analyse af NOVANA-data 2004-2006. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, 66 P. – Faglig rapport fra DMU nr. 658. <http://www.dmu.dk/Pub/FR658.pdf>.
- de Heer M., Kapos V., ten Brink B. J. E. 2005. Biodiversity trends in Europe: development and testing of a species trend indicator for evaluating the progress towards the 2010 target. *Phil. Trans. R. Soc.* 360: 297-308.

de Vries W., Kros H., Reinds G. J., Wamelink W., Mol J., van Dobben H., Bobbink R., Emmett B., Smart S., Evans C., Schlutow A., Kraft P., Belyazid S., Sverdrup H., van Hinsberg A., Posch M., Hettelingh J. P. 2007. Developments in deriving critical limits and modelling critical loads of nitrogen for terrestrial ecosystems in Europe. Alterra-rapport 1382.

de Vries W., Wamelink G. W. W., Van Dobben H., Kros J., Reinds G. J., Mol-Dijkstra J. P., Smart S. M., Evans C. D., Rowe E. C., Belyazid S., Sverdrup H. U., Van Hinsberg A., Posch M., Hettelingh J. P., Spranger T., Bobbink R. 2010. Use of dynamic soil-vegetation models to assess impacts of nitrogen deposition on plant species composition: an overview. *Ecological Applications* 20(1): 60–79.

Ellermann, T Andersen, V A, Bossi, R, Christensen, J, Løfstrøm, P, Monies, C Grundahl, L, Geels, C, 2011: Atmosfærisk deposition 2010. NOVANA. Videnskabelig rapport fra DCE nr. 2.

Emmett B. A., Reynolds B., Chamberlain P. M., Rowe E., Spurgeon D., Brittain S. A., Frogbrook Z., Hughes S., Lawlor A. J., Poskitt J., Potter E., Robinson D. A., Scott A., Wood C., Woods C. 2010. CS Technical Report No. 9/07: Soils Report from 2007.

Ertsen A. C. D., Alkemade J. R. M., Wassen M. J. 1998. Calibrating Ellenberg indicator values for moisture, acidity, nutrient availability and salinity in the Netherlands. *Plant Ecology* 135: 113–124.

European Commission, DG Environment, 2007, Interpretation Manual of European Union Habitats,  
[http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/docs/2007\\_07\\_im.pdf](http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/docs/2007_07_im.pdf)

European Environment Agency, 2003. An inventory of biodiversity indicators in Europe. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg

European Environment Agency. 2007. Halting the loss of biodiversity by 2010: proposal for a first set of indicators to monitor progress in Europe. EEA Technical report No 11/2007.

ExternE, 2005: Externalities of Energy Methodology 2005 update. European Commission, Directorate-General for Research Sustainable Energy Systems. Brussels (2005).

Gray S. G., Bjørgesæter A., Ugland K. I. 2005. The impact of rare species on natural assemblages. *Journal of Animal Ecology* 74(6): 1131-1136.

Gundersen, P. (1999). Nitrogen status and impact of nitrogen input in forests – indicators and their possible use in critical load assessment. Presented at Conference on Critical Loads, Copenhagen, November 1999.

Heil G. W., Bobbink R. 1992. "Calluna", a simulation model for evaluation of impacts of atmospheric nitrogen deposition on dry heathlands. *Ecological Modelling* 68: 161-182.

Hettelingh J. P., Posch M., Slootweg J. (red.). 2009. Progress in the modelling of critical thresholds, impacts to plant species diversity and ecosystem services in Europe : CCE Status Report 2009

Hicks W. K., Whitfield C. P., Bealey W. J. and Sutton M. A. (eds.) 2011. Nitrogen Deposition and Natura 2000: Science & practice in determining environmental impacts. COST729/Nine/ESF/CCW/JNCC/SEI Workshop Proceedings, published by COST. Available at: <http://cost729.ceh.ac.uk/n2kworkshop>.

IUCN, 2003. Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional Levels: Version 3.0.

Jost L. 2006. Entropy and diversity. *OIKOS* 113(2): 363-375.

Latour J. B., Staritsky I. G., Alkemade J. R. M., Wiertz J. 1997. The Nature-planner; Decision support system for nature and environment. Version 1.1, RIVM rapport 711901019. 69 pp.

Miljøministeriet Skov- og Naturstyrelsen. 2003. Manual vedr. vurdering af de lokale miljøeffekter som følge af luftbårent kvælstof ved udvidelse og etablering af større husdyrbrug.

Nielsen K. E., Bak J. L. 2003. Tålegrænse for kvælstof for Idom Hede, Ringkøbing Amt. Danmarks Miljøundersøgelser. 50 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 453 <http://faglige-rapporter.dmu.dk>.

Nielsen, K., Bøgestrand, J., Bak, J., Hvidberg, M., Gyldenkerne, S., 2006: VVM på husdyrbrug – vurdering af miljøeffekter, Faglig rapport fra DMU, nr. 571, 2006.

Nilsson, J. & Grennfelt, P. (Eds) (1988) Critical loads for sulphur and nitrogen. UNECE/Nordic Council workshop report, Skokloster, Sweden. March 1988. Nordic Council of Ministers: Copenhagen.

Posch M., Slootweg J. Hettelingh J. P. (eds.). 2011. CCE status report: Modelling Critical Thesholds and Temporal Changes of Geochemistry and Vegetation Diversity. Report 680359003.

Rowe E. C., Emmett B. A., Smart S. M. 2009, A single metric for defining biodiversity damage using Habitats Directive criteria, in Hettelingh mfl., 2009.

Rowe E. C., Moldan F., Emmett B. A., Evans C. D., Hellsten S. 2005. Model chains for assessing impacts of nitrogen on soils, waters and biodiversity: a review. Centre for Ecology and Hydrology (Natural Environment Research Council) Contract Report Project No C02887 for DEFRA (UK) Project No. CPEA 19. 66 pp.

Schaffers A. P., Sýkora K. V. 2000. Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements. *Journal of Vegetation Science* 11: 225-244.

Slootweg J., Posch M., Hettelingh J. P. (eds.). 2011. CCE status report 2010: Progress in the Modelling of Critical Thresholds and Dynamic Modelling, including Impacts on Vegetation in Europe. Report 680359001/2011.

Smart S. M., Scott W. A., Whitaker J., Hill M. O., Roy D. B., Critchley C. N., Marini L., Evans C., Emmett B. A., Rowe E. C., Crowe A., Le Duc M., Marrs R. H. 2010. Empirical realised niche models for British higher and lower plants – development and preliminary testing. *Journal of Vegetation Science* 21: 643–656.

Smart S., Evans C., Rowe E., Wamelink W., Wright S., Scott A., Roy D., Preston C., Hill M., Rother P., Bullock J., Moy I., Emmett B., Maskell L. 2005. Atmospheric nitrogen pollution impacts on biodiversity: Phase 1 – Model development and testing (CR0289). Final report to Department of the Environment, Food and Rural Affairs, Joint Nature Conservation Committee and English Nature.

Stevens C. J., Duprè C., Dorland E., Gaudnik C., Gowing D. J. G., Bleeker A., Diekmann M., Alard D., Bobbink R., Fowler D., Corcket E., Mountford J. O., Vandvik V., Aarrestad P. A., Muller S., Disem N. B. 2010. Nitrogen deposition threatens species richness of grasslands across Europe. *Environmental Pollution* 158: 2940–2945.

Sverdrup H. (red.) 2005. Towards critical loads for nitrogen based on biodiversity: Exploring a fully integrated dynamic model at test sites in Switzerland and Sweden and Forecasting Air Pollution Impacts on Biodiversity and Habitat Quality: A British Study. 2005. Background document for the 18<sup>th</sup> CCE workshop on the assessment of nitrogen effects under the ICP for Modelling and Mapping, LRTAP Convention (UNECE), Berne, Switzerland, 21–25 April.

UNECE Convention on Long-range transboundary air pollution. 2004. Manual on methodologies and criteria for modeling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends.

van Dobben H., Hettelingh J.-P., Wamelink W., de Vries W., Slootweg J., Reinds G. J., 2009. Plant species Diversity Indicators for Impacts of Nitrogen and Acidity and Methods for their Simulation: an Overview, in: Slootweg mfl., 2010.

van Dobben H. F., van Hinsberg A., Schouwenberg P. A. G., Jansen M., Mol-Dijkstra P., Wieggers H. J. J., Kros J., and de Vries W. 2006. Simulation of Critical Loads for Nitrogen for Terrestrial Plant Communities in The Netherlands. *Ecosystems* 9: 32–45.

van Dobben H., Wieggers Wamelink W., 2009, A Red-List-based biodiversity indicator and its application in model studies in the Netherlands, in Hettelingh mfl., 2009.

Wamelink G. W. W., ter Braak C. J. F., van Dobben H. F. 2002. Changes in large-scale patterns of plant biodiversity predicted from environmental economic scenarios. *Landscape Ecology* 18: 513–527.

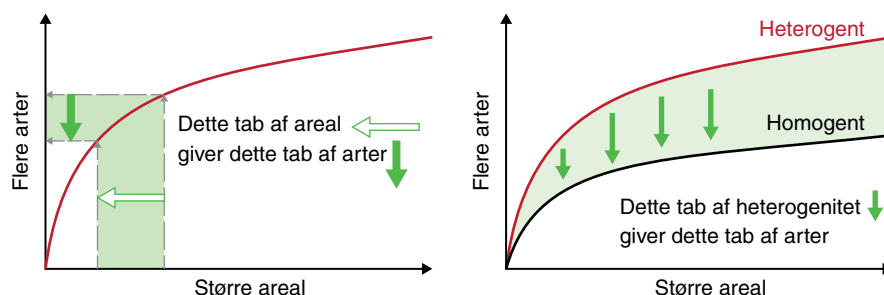
Weber D., Hintermann U., Zangger A. 2004. Scale and trends in species richness: considerations for monitoring biological diversity for political purposes. *Global Ecology and Biogeography* 13(2): 97–104.

Werner B., Spranger T. (red.). 2006. Manual on methodologies and criteria for mapping critical levels/loads and geographical areas where they are exceeded. UN ECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution.

## Appendiks 1. Simulering af prøvetagningen

Det er velkendt, at der kan forventes en sammenhæng mellem størrelsen af et givent (undersøgt) areal, heterogeniteten af arealet og (det fundne) antal arter på arealet. Figur A1.1. viser den forventede sammenhæng gengivet efter (Teknologirådet, 2005). Det er almindeligt at beskrive sammenhængen med en powerfunktion,  $S = c \cdot A^z$ , hvor  $A$  er arealet.  $z$  afhænger af heterogeniteten af (det undersøgte) areal, men også af naturtypen og den anvendte skala. Crawley og Harrel (2001) fandt i et stort metastudie, at  $z$  varierer som funktion af den anvendte skala med et maksimum mellem 0,4 og 0,5 for skaler mellem 1 ha og 4 km<sup>2</sup>.

**Figur A1.1.** Forventet sammenhæng mellem undersøgt areal, heterogeniteten af det undersøgte areal og det fundne antal arter.

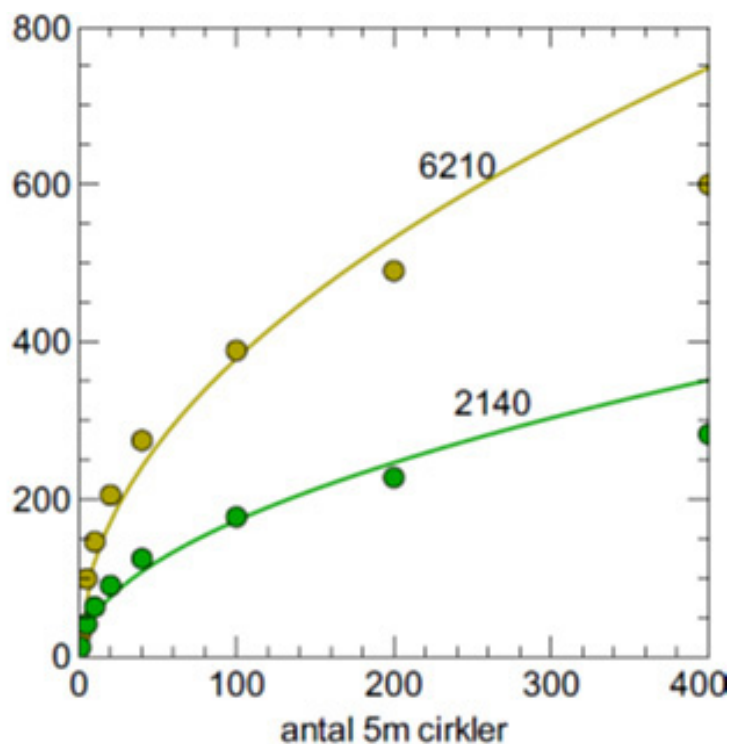


Sammenhængen mellem arter, heterogenitet og areal er vigtig ved vurdering af effekter på biodiversitet. Problemstillingen kan ansues på to måder. Påvirkningen fra luftforurening vil medføre, at det økologiske rum, der udgør levestederne for en række arter, bliver mindre, og dette vil medføre en risiko for tab af nogle af disse arter. Påvirkningen medfører imidlertid også, at den samlede variationen i levesteder bliver mindre, hvilket også betyder en risiko for tab af arter.

Sammenhængen er imidlertid også væsentlig for, hvordan det tilgængelige datagrundlag kan anvendes. Datagrundlaget for vegetationen er primært data fra 5-m cirkler og pinpoint rammer. Dataene har lidt forskellige egenskaber, men har det fællestræk, at de repræsenterer et væsentligt mindre areal end der normalt vil ønskes vurderinger eller beregninger for. Dette vil gælde, uanset om den anvendte skala er lokaliteter eller hele naturtyper på landsplan. Dette medfører to ting. For det første vil det fundne antal arter kunne forventes at være lavere end det samlede antal arter på stationen, naturtypen, eller den i øvrigt betragtede skala. For det andet vil der være en væsentlig usikkerhed, når forekomst og dækning af arter skal estimeres på baggrund af disse observationer.

Figur A1.2 viser estimerede værdier for  $c$  og  $z$  samt to eksempler på funktioner for habitatnaturtyperne baseret på data fra NOVANA programmet, hvor  $A$  for denne beregning er antallet af 5-m cirkler. Det fundne antal arter falder for de fleste naturtyper noget under den estimerede power funktion for det højeste antal 5-m cirkler. Dette hænger til dels sammen med begrænsninger i det samlede antal observerede 5-m cirkler, der danner grundlaget for analysen, men formentlig også med vanskeligheder ved at bestemme de mere sjældne arter.

naturtype	c	z
1330	16,154	0,5436
1340	16,489	0,3482
2130	24,346	0,5084
2140	16,31	0,5124
2190	21,021	0,5441
2250	18,959	0,5
4010	15,188	0,4888
4030	14,067	0,5321
6120	35,076	0,4244
6210	39,333	0,4916
6230	31,503	0,5007
6410	35,146	0,5185
7110	17,396	0,4391
7120	16,035	0,4969
7140	20,978	0,5112
7150	18,751	0,4662
7210	15,546	0,5416
7220	36,591	0,5057
7230	42,307	0,4707
2180	19,522	0,4258
9110	21,436	0,3756
9190	22,337	0,3748
9198	24,605	0,4775
9199	34,231	0,4668



**Figur A1.2.** Estimerede værdier for a og z bestemt ud fra data fra NOVANA programmet for habitatnaturtyperne.

Der er foretaget en analyse af, hvor stor en ændring i næringsstoftilgængelighed (målt som Ellenbeg N), der vil være nødvendig for, at der med statistisk sikkerhed (på 5 % niveau) kan måles en ændring i plantesamfundet ved anvendelse af hhv. 10, 40, og 100 5-mcirkler. Antallet af prøvetagningsfelter er for de fleste NOVANA stationer 20, 40 eller 60. Analysen er foretaget ved at beregne ændringer i arternes forekomst-sandsynlighed for de enkelte naturtyper i 2010 som følge af ændringer i Ellenberg N med MOVE modellen og sammenholde dette med et estimat af måleusikkerheden ved anvendelse af et givent antal 5-mcirkler. Forskellene er målt som Marisita-Horn overlap med arternes gennemsnitlige forekomst i naturtypen for 2010 og måleusikkerheden som variansen i dette mål.

Resultatet af denne analyse er vist i Tabel A1.1. De nødvendige ændringer i kvælstofstatus skal være forholdsvis store, hvis der med statistisk sikkerhed skal kunne findes en ændring i plantesamfundet baseret på en måling med 5-m cirkler. Situationen er naturligvis værst ved anvendelse af få prøvetagningssteder på naturtyper, hvor få arter dominerer. Følsomheden ville formentlig være større, hvis de mindre hyppigt forekommende arter blev aggregeret på funktionelle grupper eller ved anvendelse af andre indikatorer end artssammensætning, fx biomasse eller dækning af udvalgte arter, men det ville være vanskeligere at relatere sådanne indikatorer til relevante målsætninger for biodiversitet. Betydningen heraf vil afhænge af, hvad der ønskes dokumenteret, og dokumentationskravet i det enkelte tilfælde.

**Tabel A1.1.** Krævet ændring i Ellenberg N for at en målt ændring i plantesamfundet vil være signifikant (5 % niveau) for hhv. 10, 40, og 100 5-m cirkler. Forskellene er målt som Marisita-Horn overlap med arternes gennemsnitlige forekomst i naturtypen.

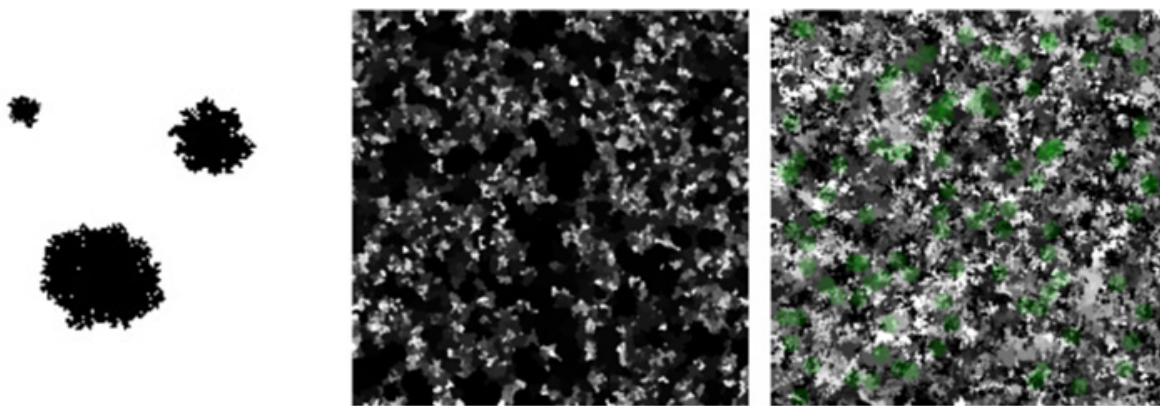
Naturtype	Antal 5-m cirkler		
	10	40	100
1330	2,96	1,10	0,58
2130	1,58	0,74	0,44
2140	1,70	0,74	0,48
2180	1,12	0,52	0,32
2190	1,50	0,70	0,42
2250	1,34	0,62	0,40
4010	1,84	0,76	0,46
4030	4,52	0,86	0,52
6120	0,86	0,44	0,28
6210	1,14	0,58	0,38
6230	1,36	0,68	0,42
6410	1,32	0,62	0,40
7230	1,46	0,68	0,44
9198	1,32	0,60	0,40
9199	1,14	0,60	0,40

For at kunne skelne mellem variation som følge af usikkerhed i prøvetagningen og den naturlige variation i den målte størrelse mellem prøvetagningsfelterne, er der udviklet en metode til simulering af artsobservationer på en lokalitet. Metoden forventes også at kunne anvendes til videreudvikling af overvågningsprogrammet, idet den muliggør en sammenligning mellem forskellige overvågningsmetoder, fx cirkler ift. transekter.

Metoden er baseret på konstruktion af et modellandskab, der minimerer  $\beta$ -diversiteten og maksimerer  $\alpha$ -diversiteten (Jost, 2006), men ellers har de samme karakteristika som den modellerede naturtype / naturområde ift. forekomst-sandsynlighed og dækning af de forekommende arter og middelværdi og varians for det fundne antal arter på en given skala – fx fund i 5-mcirkler. Landskabet sammensættes af 'pletter' med de enkelte arter. Pletterne er konstrueret med en stokastisk vækst-metode, hvor pletterne gror ud fra et startpunkt indtil de når et ønsket areal. Væksten er stokastisk, men pletterne kan kun gro, hvor der er berøring med det hidtidige område. Landskabet konstrueres ved at starte med en stokastisk fordeling af arter, hvorefter pletterne af de enkelte arter for lov til at vokse i en stokastisk proces, indtil pletterne af de enkelte arter har nået en ønsket middelstørrelse og varians. Middelstørrelsen og variansen af pletstørrelser for de enkelte arter kalibreres til bedst muligt at reproducere forekomst-sandsynlighed og dækning.

Figur A1.3 illustrerer konstruktionen af et modellandskab og simulering af prøvetagningen med 5-mcirkler. Der er foretaget en kalibrering af model-landskaber for habitat-naturtyperne baseret på data fra NOVANA. Med den anvendte kalibreringsmetode kan der opnås en meget tæt sammenhæng mellem målte og simulerede tal for forekomst og dækning for de enkelte arter. Gennemsnit og varians for det fundne antal arter i 5-mcirkler reproduces imidlertid også med rimelig nøjagtighed i simuleringerne. Det gennemsnitligt fundne antal arter i 5-mcirkler er relateret til de simulerede gennemsnit med  $y=1.0885 x$ ,  $R^2 = 0.94$ ; og varianserne er relateret med  $y=0.9204x$ ,  $R^2 = 0.76$ .





**Figur A1.3.** Konstruktion af modellandskab og simulering af prøvetagning. Til venstre er illustreret forskellige størrelser af pletter med forekomst af en art; i midten et modellandskab opbygget og kalibreret til at reproducere artsfordelingen på en naturtype, og til højre en simuleret prøvetagning ved tilfældig udlægning af 5-m cirkler.

Den udviklede metode er brugt til at estimere usikkerheden på bestemmelse af næringsstof status og surhed (Ellenberg N og R) ud fra data fra 5-m cirkler. De beregnede varianser er vist i tabel A1.2 og illustrerer, at forekomst i 5-m cirkler er en forholdsvis upræcis målemetode. Varianserne er naturligt nok størst for naturtyper med stor dækning af et mindre antal dominerende arter, og hvor der derfor findes et mindre antal arter i gennemsnit pr. 5-m cirkel.

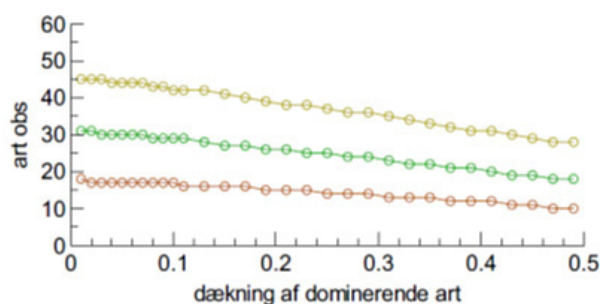
**Tabel A1.2.** Beregnede varianser i målte værdier for Ellenberg N og R som følge af måleusikkerheden ved anvendelse af forekomst i 5-m cirkler.

Naturtype	Var Ell R	Var Ell N
1330	0,26	0,37
2130	0,53	0,48
2140	0,75	0,50
2180	0,47	0,44
2190	0,57	0,57
2250	0,51	0,43
4010	0,48	0,46
4030	0,71	0,52
6120	0,26	0,38
6210	0,23	0,33
6230	0,41	0,39
6410	0,50	0,49
7230	0,25	0,35
9110	0,49	0,48
9198	0,66	0,67
9199	0,28	0,36

Det skal bemærkes, at der ud over måleusikkerheden også er metodemæssige usikkerheder forbundet med at bestemme næringsstofstatus og surhed ud fra forekomstdata. Der er således op til en halv Ellenberg enhed i forskel mellem de værdier, der kan findes for de enkelte naturtyper ved at beregne værdien som gennemsnittet af Ellenberg værdier for de enkelte prøvelfelter eller at bestemme Ellenberg værdien ud fra observationsantallet for de enkelte arter for naturtypen.

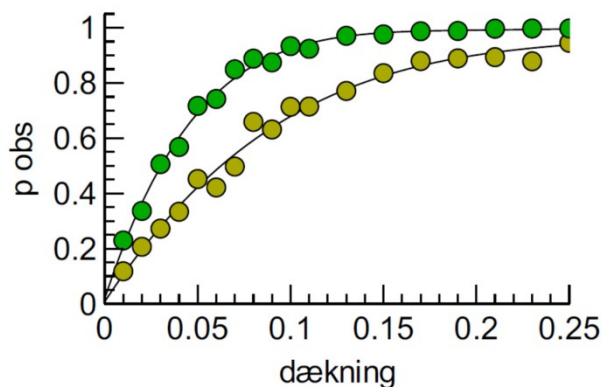
Den udviklede beregningsmetode kan også bruges til at analysere, hvordan hypotetiske vegetationsændringer vil afspejle sig i de målte værdier med en given målemetode. Figur A1.4 viser en simulering af sammenhængen mellem vegetationsstruktur og antal fundne arter i 5-m cirkler for et konstant antal forekommende arter (500). Simuleringen er foretaget for tre forskellige gennemsnitlige 'plet' størrelser, hvor dækningen af en (potentielt) dominerende art er varieret fra 0 til 50 %. Beregningen illustrerer, at ændringer i de dominerende arter og vegetationsstrukturen kan have stor betydning og bør inddrages i alle vurderinger af udviklingen i diversitet. Det har dog også stor betydning, hvordan en given diversitets- eller kvalitetsindikator er konstrueret. Det danske system baseret på artsindeks vil således kunne vise en stigende kvalitet ved tilbagegang af de dominerende arter, fx dværgbuske på heder, fordi antallet af fund i 5-m cirkler alt andet lige vil stige.

**Figur A1.4.** Sammenhæng mellem beregnet antal artsobservationer pr 5-m cirkel og dækningsgraden af en dominerende art, hvor det samlede artsantal og strukturen for de øvrige arter er holdt konstant.



Sammenhængen mellem dækning og observationsfrekvens vil afhænge af vegetationsstrukturen. Figur A1.5 viser en simulering af prøvetagningen, der sammenholder dækningen af en art med sandsynligheden for at observere arten i en enkelt 5-m cirkel for arealer med samme totalt antal arter (500) men forskellig vegetationsstruktur.

**Figur A1.5.** Sammenhæng mellem dækningen af en art med sandsynligheden for at observere arten i en enkelt 5-m cirkel for arealer med samme totalt antal arter (500) men forskellig vegetationsstruktur.



## Bilag 1. Arter og slægter med beregnet tilbagegang siden 1950 som følge af kvælstofdeposition

Arter og slægter med beregnet tilbagegang siden 1950 som følge af atmosfærisk deposition med kvælstof og svovl. Tabellen angiver desuden, om arterne er angivet som danske indikatorarter for naturtyperne (i), habitattypiske arter iflg. Habitatdirektivets annex 1 (h), eller rødlistede (r), naturtypen, hvor arterne har den største forekomst, samt beregnede optimum værdier for Ellenberg N og R ved fugtighed svarende til gennemsnittet for naturtypen, hvor arten har den største forekomst.

Id	Navn	Indikator	Naturtype	Opt EII N	Opt EII R
5784	ager-svinemælk	- - -	1330	2.5	7.5
3920	aks-tusindblad	- - -	1330	3.9	7.2
6830	almindelig bændeltang	- - -	1330	3.4	8.6
942	bjerg-rørhvene	- - -	1330	3.5	6.1
1190	blågrøn star	- h -	1330	2.3	7.7
1670	dansk kokleare	i - -	1330	4.2	7.5
4018	eng-klaseskærm	i - -	1330	4.2	7.5
2225	enskællet sumpstrå	- - -	1330	4.2	9.0
1176	fjernakset star	- - -	1330	4.1	8.1
4419	fliget vejbred	- - -	1330	4.1	7.9
3252	glanskapslet siv	i - -	1330	3.0	7.7
7235	guldstjernemosslægten	- - -	1330	3.2	6.3
3420	høst-borst	- - -	1330	4.4	5.9
3424	hundesalat	- - -	1330	3.4	7.0
3768	hvid stenklover	- - -	1330	1.0	9.0
6424	jordbær-kløver	i - -	1330	4.6	7.3
6458	kær-trehage	i - -	1330	4.2	8.0
6412	kløverslægten	- h -	1330	4.2	7.3
348	knudearve	- - -	1330	3.9	6.1
5243	knude-firling	i - -	1330	3.7	7.3
2243	kvikslægten	- - -	1330	3.4	7.9
1428	liden tusindgylden	i h -	1330	4.2	9.0
4008	mark-rødtop	- - -	1330	3.9	7.4
3774	mark-stenklover	- - -	1330	1.4	9.0
1421	mark-tusindgylden	i - -	1330	4.2	6.4
6676	muse-vikke	- - -	1330	4.3	6.3
4218	pileurtslægten	- - -	1330	2.4	5.3
2591	rød svingel	- h -	1330	3.7	7.1
6441	rød-kløver	- - -	1330	4.2	5.9
5426	samel	i - -	1330	4.2	7.9
2802	sandkryb	- - -	1330	4.4	7.6
7320	seglmosslægten	- h -	1330	2.8	5.3
3236	sivslægten	- h -	1330	4.6	6.7
4053	slangetunge	- h -	1330	4.2	6.8
919	smalbladet hareøre	i - -	1330	4.4	9.0
4169	spidshale	i - -	1330	4.5	7.5
1067	starslægten	- h -	1330	1.0	2.2

5240	strand-firling	i	-	-	1330	4.2	7.8
6471	strand-kamille	i	-	-	1330	1.0	9.0
4779	strand-loppeurt	-	-	-	1330	4.3	6.8
3276	strand-siv	-	-	-	1330	4.3	8.0
1425	strand-tusindgylden	i	-	-	1330	3.7	8.0
4432	strand-vejbred	i	h	-	1330	4.7	7.7
6456	tréhageslægten	-	-	-	1330	3.3	7.0
4820	tusindfrø	-	-	-	1330	4.2	6.2
1189	udspilet star	i	-	-	1330	4.3	7.5
7420	almindelig cypresmos	-	-	-	2130	1.0	4.3
3226	blåmunke	i	-	-	2130	1.2	4.4
4359	håret høgeurt	i	-	-	2130	1.1	6.2
7604	hårspidset jomfruhår	-	-	-	2130	1.0	3.7
6724	hunde-viol	i	h	-	2130	2.1	4.8
2119	hvidgrå draba	-	-	r	2130	1.0	5.7
5689	klit-limurt	-	h	-	2130	1.0	6.1
2382	liden padderok	-	-	-	2130	1.0	6.3
3167	plettet kongepen	i	h	r	2130	1.0	5.8
7641	sand-børstemos	-	-	-	2130	1.0	4.8
6355	smalbladet timian	i	-	-	2130	1.0	5.1
7647	stor børstemos	-	-	-	2130	1.0	1.0
7667	stor kransemos	-	h	-	2130	1.7	5.8
141	tidlig dværgbunke	i	-	-	2130	1.2	4.5
6350	timianslægten	-	-	-	2130	1.0	5.8
5862	vår-spergel	-	h	-	2130	1.0	3.1
7020	almindelig frynsemos	-	-	-	2140	1.0	1.7
3580	almindelig kællingetand	i	-	-	2140	1.0	6.3
7294	almindelig kløvtand	-	-	-	2140	1.0	3.2
3168	almindelig kongepen	i	-	-	2140	1.5	4.5
2727	engelsk visse	i	h	-	2140	1.6	3.6
7241	hede-bredribbe	-	-	-	2140	1.0	1.0
4997	klit-rose	i	-	-	2140	1.0	4.9
2399	klokkelyng	i	h	-	2140	1.8	2.5
6557	mose-bølle	i	h	-	2140	1.2	4.9
320	sand-hjælme	-	h	-	2140	1.5	4.9
1774	sandskæg	i	h	-	2140	1.0	3.7
3054	smalbladet høgeurt	i	h	-	2140	1.8	4.6
7244	stjerne-bredribbe	-	-	-	2140	1.0	3.6
7152	filtmosslægten	-	-	-	2180	1.0	4.2
2826	knærod	-	-	-	2180	3.1	3.3
5587	dværgulvefod	-	-	r	2190	1.6	5.5
2021	fin bunke	i	h	-	2190	2.1	4.1
2735	klokke-ensian	i	h	-	2190	2.2	5.8
4799	liden vintergrøn	-	-	-	2190	1.3	4.8
2215	mangestænglet sumpstrå	i	-	-	2190	1.5	4.5
5511	sort skæne	-	h	r	2190	1.9	6.7
1163	tvebo star	i	-	-	2190	1.8	5.6
4594	vandaksslægten	-	h	-	2190	1.0	4.7
3942	benbræk	i	-	-	4010	1.4	3.6
7073	tæt tørvemos	-	-	-	4010	1.0	1.0
7245	almindelig bredribbe	-	-	-	4030	1.0	2.0
4817	almindelig eg	-	h	-	4030	1.0	1.0
4573	bævreasp	-	h	-	4030	1.0	4.0
3855	blåtop	-	h	-	4030	1.2	2.1

7240	bredribbeslægten	-	-	-	4030	1.0	1.0
3288	ene	i	h	-	4030	2.0	3.7
2585	fåre-svingel	i	h	-	4030	2.0	4.2
2730	farve-visse	-	h	-	4030	1.8	5.0
4742	glansbladet hæg	-	-	-	4030	1.0	2.5
1921	gyvel	-	-	-	4030	1.0	4.6
2729	håret visse	i	h	-	4030	1.0	3.4
974	hedelyng	i	h	-	4030	1.0	1.8
520	hede-melbærris	i	-	-	4030	1.4	4.6
1281	hirse-star	i	h	-	4030	1.7	6.2
111	hveneslægten	-	h	-	4030	1.0	1.0
1188	lyng-star	-	h	-	4030	1.0	9.0
4403	skov-fyr	-	h	-	4030	9.0	1.0
741	tandbæger	-	-	-	4030	1.6	4.6
4673	tormentil	i	h	-	4030	2.1	4.4
6407	tue-kogleaks	i	-	-	4030	1.8	4.2
4814	vinter-eg	-	h	-	4030	1.0	5.5
1397	almindelig knopurt	i	-	-	6210	2.5	6.9
6297	bakke-fnokurt	-	-	r	6210	1.0	9.0
841	bakke-stilkaks	-	h	-	6210	2.8	7.7
6353	bredbladet timian	i	-	-	6210	2.0	6.7
4433	dunet vejbred	-	-	-	6210	3.3	7.0
2905	eng-havre	i	-	-	6210	2.8	7.4
4036	foder-esparsette	-	-	-	6210	1.0	9.0
4719	hulkravet kodriver	-	h	-	6210	1.0	6.7
3455	hvid okseøje	-	-	-	6210	2.9	6.8
1622	lav tidsel	i	-	-	6210	3.1	7.1
874	opret hejre	-	-	-	6210	1.9	9.0
7722	pryd-bregne	-	-	-	6210	2.6	5.0
875	stakløs hejre	-	-	-	6210	1.0	9.0
1416	stor knopurt	i	h	-	6210	3.5	7.4
1141	vår-star	i	h	-	6210	2.5	7.5
3520	vild hør	i	-	-	6210	2.6	8.0
188	almindelig løvefod	-	-	-	6230	2.5	5.4
4511	almindelig mælkeurt	i	h	-	6230	2.2	6.3
6431	bugtet kløver	-	-	-	6230	1.0	5.8
5946	djævelsbid	i	-	-	6230	2.5	6.4
6418	gul kløver	i	-	-	6230	2.1	5.8
5522	knaveleslægten	-	-	-	6230	1.0	3.6
1020	liden klokke	i	-	-	6230	2.5	9.0
1985	tandbælg	i	-	-	6230	2.2	5.4
5629	eng-skær	-	h	r	6410	1.4	6.4
1191	gul star	-	-	r	6410	2.9	6.7
1406	sorthoved-knopurt	-	-	-	6410	3.0	5.8
2685	treneret snorre	i	-	-	6410	1.0	4.9
4729	almindelig brunelle	-	-	-	7230	2.8	5.9
7239	almindelig guldstjernemos	i	h	-	7230	2.9	6.1
7017	almindelig ledmos	-	-	-	7230	2.9	9.0
7105	blygrå tørvemos	-	-	-	7230	2.3	4.6
2432	bredbladet kæruld	-	h	r	7230	2.0	5.5
2224	fåblomstret kogleaks	i	-	-	7230	3.3	9.0
6999	fliget ribbeløv	-	-	-	7230	2.7	6.2
1981	gøgeurtslægten I	-	-	-	7230	3.3	7.8
868	hjertergræs	i	-	-	7230	1.2	5.3

3202	irisslægten	-	-	-	7230	1.0	6.5
7288	kær-kløvtand	i	-	-	7230	1.0	4.9
7270	kalk-blødmos	i	-	-	7230	1.0	5.8
7166	kalk-kortkapsel	-	-	-	7230	1.0	6.1
7535	kalk-vandtuemos	i	h	-	7230	2.9	7.7
7536	kilde-vandtuemos	i	-	-	7230	2.9	5.0
1934	kødfarvet gøgeurt	i	-	r	7230	2.8	7.7
1231	krognæb-star	i	-	-	7230	3.4	5.9
2841	langakset trådspore	-	-	r	7230	1.6	6.6
4179	leverurt	i	-	-	7230	2.7	7.9
1295	loppe-star	i	-	-	7230	2.8	7.0
4711	melet kodriver	-	-	r	7230	2.1	5.3
3524	mygblomst	i	h	r	7230	2.7	7.3
7206	nedløbende bryum	i	-	-	7230	2.5	6.5
7547	raslende krybstjerne	-	-	-	7230	3.1	5.9
1213	skede-star	i	-	-	7230	2.6	5.7
7684	skorpionmosslægten	-	h	-	7230	2.6	7.4
2363	sump-hullæbe	i	-	-	7230	2.2	7.9
1484	tornløs hornblad	-	-	-	7230	3.3	8.1
1226	tråd-star	i	h	-	7230	3.3	6.3
1154	trindstænglet star	-	h	-	7230	3.3	6.5
6837	tyk nerveløs	i	h	-	7230	2.3	7.5
4376	vibefedt	i	h	-	7230	1.0	5.5
819	kambregne	-	-	-	9110	3.0	2.5
7358	taksbladet rademos	-	-	-	9110	1.0	5.6
5796	aksel-røn	-	-	-	9198	2.0	1.0
7593	almindelig nikkemos	-	-	-	9198	1.0	1.0
3921	krans-tusindblad	-	-	-	9198	2.5	5.4
7095	spraglet tørvemos	-	-	-	9198	2.0	1.0
7282	almindelig fløjlsmos	-	-	-	9199	3.7	2.7
3275	blågrå siv	i	-	-	9199	4.1	6.8

## Bilag 2. Ordliste

*5-m – cirkel*, cirkel med radius på 5 meter, der bruges i NOVANA programmet til registreres af supplerende arter og vurdering af naturtypespecifikke strukturer og påvirkninger.

*ADAM*, (Annual Danish Aggregate Model) er en makroøkonomisk model, der udvikles af Modelgruppen i Danmarks Statistik

*BERN*, (Bioindication for Ecosystem Regeneration towards Natural conditions), tysk model, der beskriver ændringer i plantesamfund som følge af ændringer i jordkemi

*BC/Al*, det molære forhold mellem basekationer ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^{+}$  og  $\text{Na}^{+}$ ) og aluminium ( $\text{Al}^{3+}$ ) ( $\text{BC}/\text{Al}$ ) i jordvæsken

*CALLUNA*, hollandsk udviklet procesbaseret model, der beskriver vækst og konkurrence mellem de vigtigste arter på tør hede.

*CBD*, Biodiversitetskonventionen

*CCE*, UNECE, LRTAP Konventionens Koordinationscenter for Effekter

*CORINE*, (Coordination of information on the environment), europæisk program ledet af Miljøagenturet mhp. at indsamle og koordinere informationer vedr. miljøtilstanden i Europa, herunder kortlægning af arealanvendelsen.

*C/N*, forholdet (på vægtbasis) mellem kulstof og kvælstof, fx i jord

*Critical load*, (engelsk) tålegrænse

*Critical level*, kritisk koncentration i luft af et forurenende stof

*DANVEG*, (en database over DANske VEGetationstyper), database med data vedr. 130 danske plantesamfund og 17 mosetyper.

*EEA*, det europæiske miljøagentur

*Ellenberg*, indikatorsystem for beskrivelse af planter's økologiske nicher baseret på 6 indikatorværdier: lystal (L), temperaturltal (T), kontinentalitetstal (K), fugtighedstal (F), reaktionstal (R) og kvælstoftal (N).

*EMEP*, (European Monitoring and Evaluation Programme), videnskabeligt baseret program under LRTAP konventionen, der primært arbejder med måling og modellering af atmosfæriske koncentrationer, spredning og afsætning af luftforurening.

*EUDANA*, Eutrofiering af Dansk Natur, dansk udgave af et modelsystem, der kobler en jordbundskemisk model (VSD) med en planteforekomstmodel (MOVE)

*EUNIS*, (The European Nature Information System), naturinformationssystem udviklet af miljøagenturet. Omfatter bl.a. et habitatklassificeringssystem.

*EVA*, (Economic Valuation of Air pollution), udvidelse af ADAM mhp. at kunne opgøre de eksterne omkostninger fra luftforureningen

*GBMOVE*, britisk udgave af MOVE modellen

*IUCN*, (the International Union for Conservation of Nature), global miljøorganisation med 1200 medlemsorganisationer, herunder stater. Vedligeholder bl.a. rødlistes over truede arter.

*LRTAP*, Konventionen om Langtrækkende, Grænseoverskridende Luftforurening omfatter Europa og Nordamerika og fastsætter de generelle principper for det internationale samarbejde om begrænsning af luftforurening i regionen og etablerer en institutionel ramme for samspillet mellem forskning og politikudvikling.

*Natura 2000*, europæisk netværk af naturområder beskyttet i kraft af EU's Habitatdirektiv og Fuglebeskyttelsesdirektiv, samt Ramsar Konventionen.

*NEC*, EU's Emissionsloft Direktiv

*NOVANA*, det danske nationale overvågningsprogram for vand og terrestrisk natur.

*MAGIC*, (Model for Acidification of Groundwater In Catchments), er en middelkompleks dynamisk jordbundskemisk model udviklet til simulering for afstrømningsområder.

Marisita-Horn, 2. ordens ligheds eller overlap indikator.

$$\beta = \frac{2 * \sum_{i=1}^s p_i * q_i}{\sum_{i=1}^s p_i^2 + \sum_{i=1}^s q_i^2}$$
 hvor s er artsantallet og  $p_i$  og  $q_i$  er frekvenserne af art i de to samfund.

*MOVE*, er en hollandskudviklet, statistisk baseret planteforekomstmodel, hvor forekomstsandsynligheden for et stort antal plantearter beskrives som en funktion af Ellenberg indikatorværdier.

*SAFE*, er en svenskudviklet flerlags, dynamisk jordbundskemisk model, der bl.a. indeholder en model for mineralforvitring.

*SEBI 2010*, er et fælleseuropæisk indikatorsystem med 26 indikatorer udviklet i regi af Miljøagenturet mhp. at vurdere opfyldelsen af 2010-målet for biodiversitet på europæisk plan.

*Shannon*, 1. ordens diversitetsindikator. Shannon entropi er defineret som  $x = \sum_{i=1}^s p_i * \ln(p_i)$ , hvor s er artsantallet og  $p_i$  er frekvensen af art i. Shannon diversitet er  $D = \exp(x)$ .

*Simpson*, 2. ordens diversitetsindikator. Simpson koncentration er defineret som  $x = \sum_{i=1}^s p_i^2$ , hvor s er artsantallet og  $p_i$  er frekvensen af art i. Simpson diversitet er  $D = 1/x$ .



*Sørensen*, 0. ordens ligheds eller overlap indikator.  $B = 2c / S_1 + S_2'$

hvor  $S_1$  og  $S_2$  er antallet af arter i de to samfund, medens  $c$  er antallet af fælles arter.

*SMB*, den Simple MasseBalance metode til beregning af tålegrænser

*SUMO*, hollandsk udviklet procesbaseret model, der beskriver vækst og konkurrence mellem fem funktionelle grupper af planter.

*Target load*, belastningsmålsætning baseret på en genopretning (recovery) af en ønsket naturtilstand til et givent år

*Tålegrænse*, 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

*UNECE*, FN's Økonomiske Kommission for Europa

*VSD*, (Very Simple Dynamic) dynamisk jordbundskemisk model udviklet af UNECE, CCE.

### Bilag 3. Supplerende litteratur

Alkemade J. R. M., van Grinsvena J. J. M., Wiertz J., Krosb J. 1998. Towards integrated national modelling with particular reference to the environmental effects of nutrients. *Environmental Pollution* 102: 101-105.

Bak J. 1996. Kortlægning af tålegrænser for svovl og kvælstof. Danmarks Miljøundersøgelser, 110 s. – Faglig rapport fra DMU, nr. 159.

Bestelmeyer B. T., Miller J. R., Wiens J. A. 2003. Applying species diversity theory to land management. *Ecological Applications* 13(6): 1750-1761.

Bobbink R., Hornung M., Roelofs J. G. M. 2003. The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *Journal of Ecology* 86(5): 717-738.

Bonten, L., Posch, M., Reinds, G. J. 2011. The VSD+ Soil Acidification Model: model description and user manual. 22 pp.

Bruus M., Damgaard C., Nielsen K. E., Nygaard B. & Strandberg B. 2007. Terrestriske naturtyper 2006. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 70 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 643.  
<http://www.dmu.dk/Pub/FR643.pdf>.

Bruus M., Damgaard C., Ejrnæs R., Fredshavn J. R., Nielsen K. E. & Strandberg B. 2006. Terrestriske naturtyper 2005. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser. 100 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 596.  
<http://www.dmu.dk/Pub/FR596.pdf>.

Buckland S. T., Magurran A. E., Green R. E., Fewster R. M. 2005. Monitoring change in biodiversity through composite indices. *Phil. Trans. R. Soc.* 360: 243-254.

Bull K. R., Hall J. R., Cooper J., Metcalfe S. E., Morton D., Ulliyett J., Warr T. L., Whyatt J. D. 2001. *Water, Air, and Soil Pollution* 130: 1229–1234.

Chapman D. S., Purse B. V. 2011. Community versus single-species distribution models for British plants. *Journal of Biogeography* 38: 1524–1535.

Crawley M. J. and Harral J. E., 2001. Scale Dependence in Plant Biodiversity. *Science* 291:864-868.

Cresser M. S. 2000. The critical loads concept: milestone or millstone for the new millennium? *The Science of the Total Environment* 249: 51-62.

Dengler J. 2009. Which function describes the species–area relationship best? A review and empirical evaluation. *Journal of Biogeography* 36: 728–744.

Dengler J., Boch S. 2008. Sampling-Design Effects on Properties of Species-Area Relationships – A Case Study from Estonian Dry Grassland Communities. *Folia Geobot* 43:289–304.

Dudley N., Stolton S. 1994. Air pollution and biodiversity: a review. 44 p.

- Forsius M., Kleemola S., Vuorenmaa J., Syri S. 2001. Fluxes and trends of nitrogen and sulphur compounds at integrated monitoring sites in Europe. *Water, Air and Soil Pollution* 130: 1641-1648.
- Frohn L. M., Geels C., Madsen P. V., Hertel O. 2008. Kvælstofbelastning af naturområder i Østjylland. Opgørelse for udvalgte Natura 2000 områder. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 49s.- Faglig rapport fra DMU nr. <http://www.dmu.dk/Pub/673.pdf>.
- Guisan A., Thuiller W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8: 993-1009.
- He F., Legendre P. 2002. Species diversity patterns derived from species-area models. *Ecology*, 83(5): 1185-1198.
- Hellsten S., van Loon M., Tarrason L., Vestreng V., Torseth K., Kindbom K., Aas W. 2007. Base cations deposition in Europe. Rapport 1722. Swedish Environmental Research Institute.
- Henrys P. A., Stevens C. J., Smart S. M., Maskell L. C., Walker K. J., Preston C. D., Crowe A., Rowe E. C., Gowing D. J., Emmett B. A. 2011. Impacts of nitrogen deposition on vascular plants in Britain: an analysis of two national observation networks. *Biogeosciences* 8: 3501-3518.
- Herzog F, Lausch A. 2001. Supplementing land-use statistics with landscape metrics: some methodological considerations. *Environmental Monitoring and Assessment* 72: 37-50.
- Hiederer R. 2009. Distribution of Organic Carbon in Soil Profile Data. EUR 23980 EN. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. 126pp.
- Hufkens K., Thoonen G., Vanden Borre J., Scheunders P., Ceulemans R. 2010. Habitat reporting of a heathland site: Classification probabilities as additional information, a case study. *Ecological Informatics* 5: 248-255.
- Keeley J. E. 2003. Relating species abundance distributions to species-area curves in two Mediterranean-type shrublands. *Diversity and Distributions* 9: 253-259.
- Landbrugsministeriet. 1976. Den danske jordklassificering – teknisk redegørelse. 88 s.
- Li H., Reynolds J. F. 1994. A simulation experiment to quantify spatial heterogeneity in categorical maps. *Ecology* 75(8): 2446-2455.
- Lomolino M. V. 2000. Ecology's most general, yet protean pattern: the species-area relationship. *Journal of Biogeography* 27(1) 17-26.
- Loreau M., Naeem S., Inchausti P., Bengtsson J., Grime J. P., Hector A., Hooper D. U., Huston M. A., Raffaelli D., Schmid B., Tilman D., Wardle D. A. 2001. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. *Science* 294: 804-808.

Moss D., Davies C. E. 2002 Cross-references between the EUNIS habitat classification, lists of habitats included in legislation, and other European habitat classifications. NERC/Centre for Ecology & Hydrology, 176pp. (CEH Project Number: C00389).

Ovaskainen O., Hanski I. 2003. The species–area relationship derived from species-specific incidence functions. *Ecology Letters* 6: 903–909.

Palmer M. W., White P. S. 1994. Scale dependence and the species-area relationship. *The American Naturalist* 144(5): 717–740.

Pitcairne C. E. R., Fowler D., Leith I. D., Sheppard L. J., Sutton M. A. 2003. Bioindicators of enhanced nitrogen deposition. *Environmental Pollution* 126:353–361.

Posch M., Hettelingh J. P., Slootweg J. (red.). Manual for Dynamic Modelling of Soil Response to Atmospheric Deposition. Report 259101012/2003. Working Group on Effects of the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution.

Rowe E. C., Jones M. L. M., Henrys P. A., Smart S. M., Tipping E., Mills R. T. E., Evans, C. D. 2011. Predicting effects of N pollutant load on plant species based on dynamic soil eutrophication indicator. CCW Science Report No: 977, 39pp, Countryside Council for Wales, Bangor, Wales.

Rowe E. C., Evans C. D., Emmett B. A., Reynolds B., Helliwell R. C., Coull M. C., Curtis C. J. 2006. Vegetation type affects the relationship between soil carbon to nitrogen ratio and nitrogen leaching. *Water, Air, and Soil Pollution* 177: 335–347.

Scheiner S. M. 2003. Six types of species-area curves. *Global Ecology & Biogeography* 12: 441–447.

Scherber, C. et al., 2010, Bottom-up effects of plant diversity on multitrophic interactions in a biodiversity experiment, *Nature*, 468, 554–556, doi:10.1038/nature09492

Strandberg, M. T., Damgaard, C., Degn, H.J., Bak, J.L., Nielsen, K.E., 2012. Evidence for acidification-driven ecosystem collapse of Danish wet heathland. *Ambio*, Vol. 41, No. 4, 2012, p. 393–401.

Teknologirådet. 2007. Biodiversitet 2010 - hvordan når vi målene? Teknologirådets rapporter 2007/3.

Tomasovych A., Kidwell S. M. 2010. Predicting the effects of increasing temporal scale on species composition, diversity, and rank-abundance distributions. *Paleobiology* 36(4): 672–695.

UKREATE. 2007. Terrestrial Umbrella: Effects of Eutrophication and Acidification on Terrestrial Ecosystems.

Wamelink, G.W.W., Mol-Dijkstra, J.P., van Dobben, H.F. Kros, J. & Berendse, F., 2001. Validatie van de modellen SMART2, SUMO 1, NUCOM en MOVE op site-, regionaal en nationaal niveau. Alterra Report 065. Wageningen

Williamson M., Gaston K. J., Lonsdale W. M. 2001. The species-area relationship does not have an asymptote! *Journal of Biogeography* 28: 827-830.

de Vries, W., Kros H, Reinds G. J., Wamelink W., Mol J., van Dobben H., Bobbink R., Emmett B., Smart A., Evans C., Schlutow A., Kraft P., Belyazid S., Sverdrup H., van Hinsberg A., Posch M., Hettelingh J. P. 2007. Developments in deriving critical limits and modeling critical loads of nitrogen for terrestrial ecosystems in Europe. Alterra, Alterra-rapport 1382, 206 pp.



# TÅLEGRÆNSER FOR DANSK NATUR

Opdateret landsdækkende kortlægning af tålegrænser for dansk natur og overskridelser heraf

Der er foretaget et udviklingsarbejde mhp. at beregne tålegrænser for dansk natur baseret på kriterier relateret til tab af biodiversitet. De udviklede metoder er brugt til at foretage en opdateret landsdækkende kortlægning af tålegrænser for dansk natur og overskridelser heraf, specielt for Natura 2000 områderne. Beregningerne viser, at luftforurening specielt med kvælstof har været en væsentlig påvirkningsfaktor for tab af biodiversitet og fortsat udgør en væsentlig trussel på en stor del af naturarealet. De beregnede tålegrænser er på niveau med eller lavere end den lave ende af tidligere anvendte tålegrænseintervaller.

ISBN: 978-87-7156\_023\_7  
ISSN: 2244-9981

# Opdatering af empirisk baserede tålegrænser

---

Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi

Dato: 6. september 2018

Jesper L. Bak

Institut for Bioscience

Rekvirent:  
Miljøstyrelsen  
Antal sider: 11

Faglig kommentering:  
Morten Strandberg  
Kvalitetssikring, centret:  
Jesper R. Fredshavn



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE - NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Tel.: +45 8715 0000  
E-mail: [dce@au.dk](mailto:dce@au.dk)  
<http://dce.au.dk>

# Indhold

Indledning	3
Tålegrænser	3
Empirisk baserede tålegrænser	4
Mulig tilpasning af tålegrænseinterval i forhold til variation inden for naturtyper	5
Ændringer vedr. empirisk baserede tålegrænser fra 2005 til 2011	6
Grænseværdier for luftkoncentrationer af ammoniak (critical levels)	7
Opdaterede tålegrænser	7
Referencer	10



## Indledning

Miljøstyrelsen har d. 11/04, d.å. bedt DCE om at udføre en opdatering af empirisk baserede tålegrænser for danske naturtyper baseret på de seneste anbefalinger fra UNECE (FN's Økonomiske Kommission for Europa). Det er ønsket, at arbejdet skal indeholde en kort redegørelse for baggrunden for – og anvendelsen af de empirisk baserede tålegrænser og en beskrivelse af de ændringer, der i regi af UNECE er foretaget af tålegrænseintervallerne siden 2004, og at der på baggrund heraf foretages en opdatering af tålegrænseintervallerne for danske naturtyper. Som led i opdateringen har MST endvidere ønsket, at variationen inden for de enkelte naturtyper (dels ift. undernaturtyper, dels ift. varierende naturkvalitet, herunder arealer med dårlig naturkvalitet) om muligt belyses og inddrages. Den seneste opdatering af danske anbefalinger vedr. empirisk baserede tålegrænser er publiceret i 2008<sup>1</sup>, som en opdatering af et appendiks til 'ammoniakmanualen' (Skov og Naturstyrelsen, 2003)

## Tålegrænser

Tålegrænser har siden starten af firserne været et vigtigt redskab i international miljøregulering og i miljøreguleringen i mange europæiske lande, specielt mhp. at begrænse effekterne af luftforurening på terrestriske økosystemer. Tålegrænser (engelsk: critical load) 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" (Nilsson & Grennfelt, 1988). 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 baseret på naturvidenskabelige metoder.

Tålegrænsen (her tålegrænsen for kvælstofdeposition) er en egenskab, der knytter sig til det enkelte naturområde, og vil afhænge både af naturgivne forhold (jord, klima), naturtypen (vegetationsstruktur, dominerende arter), drift og pleje af området samt af målsætningen for området (hvad der ønskes beskyttet). For et skovområde kan der fx være forskel på tålegrænser, der beskytter hhv. træproduktion, artsrigdommen af underskovsvegetationen og de mest følsomme arter, fx laver. Når den samlede kvælstofdeposition ligger under tålegrænsen for et naturområde, forventes der ingen væsentlig negativ effekt på dét, der ønskes beskyttet. Hvis den samlede belastning ligger over tålegrænsen, forventes der en effekt, hvis relative betydning vil afhænge af belastningens størrelse, områdets tilstand, øvrige påvirkninger på området og den tid, tålegrænsen er overskredet. Der kan være væsentlige tidsforsinkelser både mellem depositionsændringer, ændret kvælstofstatus, og de ændringer der følger heraf.

Det videnskabelige arbejde med udvikling af tålegrænser og anbefalinger vedr. brug heraf foregår primært i regi af 'Luftkonventionen' under UNECE (LRTAP-konvention<sup>2</sup>), der også understøtter EU's luftpolitikker, fx NEC direktivet. Anbefalingerne opdateres løbende og sammenfattes i en såkaldt 'kortlægningsmanual' (Werner og Spranger (red), 2006, <https://icpmap->

<sup>1</sup> <http://naturstyrelsen.dk/publikationer/2008/dec/opdatering-af-ammoniakmanualen/>

<sup>2</sup> <http://www.unece.org/env/lrtap/welcome.html>

[ping.org/Latest update Mapping Manual](http://ping.org/Latest_update Mapping Manual)). Der anvendes i dag på internationalt niveau (udviklet i regi af UNECE) tre sæt af metoder til fastsættelse af tålegrænser for kvælstofdeposition, ofte anvendt i kombination til en samlet risikovurdering (Hettelingh m.fl., 2017). En af de metoder, som UNECE anbefaler, er de såkaldte empirisk baserede tålegrænser, som angiver et tålegrænseinterval for naturtyper. Intervallet er udtryk for en forventet variation i følsomhed inden for naturtypen. Det er de empiriske baserede tålegrænseintervaller, der anvendes administrativt ifm. ammoniakreguleringen herhjemme. For en nærmere gennemgang og præsentation af de to andre metoder, som vedrører metoder til *beregning* af tålegrænser, henvises til Bak (2013, 2014).

## Empirisk baserede tålegrænser

Empirisk baserede tålegrænser er baseret på publicerede studier, der kobler atmosfærisk deposition eller kvælstoftilførsel med ændringer i tilstand målt på et spektrum af forskellige indikatorer. For enkelte naturtyper suppleres observationer med beregninger med velvaliderede plantekonkurrencemodeller. Resultaterne fra de anvendelige, publicerede studier er aggregeret som tålegrænseintervaller for EUNIS<sup>3</sup> naturtyper, hvor intervallerne dækker variationen i følsomhed baseret på de tilgængelige studier og / eller ekspertvurdering. En opsummering af danske studier med observerede effekter af kvælstofbelastning kan findes i Nielsen m.fl. (2018). For naturtyper, hvor der kan være et spektrum af drift/pleje, der rækker fra nødvendig naturpleje til egentlig landbrugsmæssig drift, dækker studierne og de omfattede naturtyper kun den naturnære ende af spektret og ikke arealer, der fx kan betegnes som kulturgræsland og dermed falder uden for de EUNIS naturtyper, der er indsamlet data for.

Proceduren ved opdatering af de empiriske tålegrænseintervaller i kortlægningsmanualen er normalt, at der udarbejdes en baggrundsrapport, hvor den nyeste viden fra publicerede studier opsummeres, og derefter diskuteres på en åben videnskabelig workshop. Herefter beslutter UNECE's effektgruppe, om anbefalingerne skal indarbejdes i manualen. De seneste større opdateringer har været i 2005 og 2011 (seneste baggrundsrapport: Bobbink m.fl., 2010). En ny opdatering forventes omkring 2021.

Der er pga. det brede spektrum af indikatorer og udgangspunktet i videnskabelige studier ikke indbygget et politisk element i de empirisk baserede tålegrænser ift. hvad der ønskes beskyttet, eller hvad målsætningen for bestemte arter skal være. Der er imidlertid ved udvælgelsen af studier foretaget en vægtning efter væsentligheden af de observerede effekter på indikatorer, der kan relateres til struktur, funktion eller karakteristiske arter. Mængden af empiriske data rækker imidlertid ikke til differentiering af tålegrænser mhp. beskyttelse af enkelt-arter. Der har tidligere været anvendt en separat tålegrænse for de mest følsomme artsgrupper (mosser og laver), der har kunnet anvendes, hvor disse ønskes beskyttet på en lokalitet. Disse grænser er nu erstattet af grænseværdier for luftkoncentrationer af ammoniak (se nedenfor). Der er i kortlægningsmanualen givet anvisninger på, hvordan tålegrænsen på en lokalitet kan differentieres efter de naturgivne forhold som jord og klima

<sup>3</sup> EU's system til naturtypeklassificering, der anvendes af UNECE og de fleste europæiske lande. En tidlig udgave af systemet dannede udgangspunkt for beskrivelsen af Annex 1 naturtyperne i habitatdirektivet.

(fx vådt - tørt, surt - basisk, N- eller P begrænset). Da studierne dækker naturtypernes europæiske udbredelse kan det imidlertid være vanskeligt at oversætte denne variation til variation inden for typen i Danmark.

Der er i nedenstående givet en kort gennemgang af mulighederne for at differentiere inden for tålegrænseintervallerne og at afgrænse arealer og naturtyper, hvor tålegrænserne kan anvendes.

### **Mulig tilpasning af tålegrænseinterval i forhold til variation inden for naturtyper**

De empirisk baserede tålegrænser har forholdsvis brede og overlappende intervaller for de enkelte naturtyper, der som beskrevet ovenfor ikke er usikkerhedsintervaller, men udtryk for variationen i følsomhed inden for naturtypen. Fastsættelsen af tålegrænseintervaller er som beskrevet foretaget for EUNIS naturtyper, der i dansk sammenhæng oversættes til hhv. § 3 naturtyper og den danske fortolkning af habitat-naturtyperne. Dette indebærer flere udfordringer, både i oversættelsen / afgrænsningen af naturtyperne og ift. hvordan de observerede effekter kan relateres til den beskyttelse, der gives efter hhv. Naturbeskyttelsesloven og Habitatdirektivet.

§ 3 naturtyperne er bredere end de anvendte EUNIS naturtyper og omfatter i nogen udstrækning arealanvendelser (arealer med fortsat lovlig landbrugsdrift), der falder uden for de EUNIS naturtyper, tålegrænseintervallerne dækker. DCE vurderede i 2012, at behandling i form af gødskning og sprøjtning foregår på ca. 26.000 hektar af det totale § 3-areal. For fersk eng op til 20 % af arealet svarende til ca. 20.000 ha. (Strandberg m.fl., 2012). Det gødskede areal blev i gennemsnit tilført 130 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> og sprøjtet med midler mod ukrudt, skadedyr og sygdomme. Hovedparten af dette areal vurderedes at være biologisk forarmet som følge af den direkte landbrugspåvirkning.

Der er i (Bak, 2003) givet en konceptuel beskrivelse af, hvordan empirisk baserede tålegrænser kan differentieres for arealer beskyttet efter Naturbeskyttelseslovens § 3 med udgangspunkt i områdets tilstand, målsætning og øvrige påvirkninger. Udgangspunktet herfor er, at den vurderede påvirkning (atmosfærisk deposition af kvælstof) i sig selv skal kunne medføre en væsentlig tilstandsændring, hvilket ikke vil være tilfældet, hvor landbrugsdrift er den væsentligste påvirkning eller tilførsler af kvælstof med overfladenært grundvand er den væsentligste kilde til kvælstof. En konkret vurdering kan endvidere inddrage, at de laveste tålegrænser ofte er fastsat pba. effekter på særligt følsomme arter og primært kan anvendes, hvor disse arter kan – og ønskes – beskyttet.

DCE har for Naturstyrelsen tidligere vurderet muligheden for på forhånd at kunne vurdere naturarealers ammoniakfølsomhed på baggrund af undernaturtype eller naturkvalitet. I en faglig redegørelse fra 2015 (Nygård m.fl., 2015), vurderede DCE, at det ikke er muligt at anvende tilstandsvurderingssystemets naturtilstandsklasser eller undertyper af § 3 naturtyperne til at udpege § 3-beskyttede heder, moser og overdrev, der i mindre grad er ammoniakfølsomme. Det vil følgelig være nødvendigt at foretage en konkret vurdering for de enkelte områder.

For habitatnatur indenfor Natura 2000 områderne er problemstillingen en anden. Habitatnaturtyperne svarer ikke én til én til de tilsvarende EUNIS naturtyper, men kan med nogenlunde rimelighed oversættes hertil. Problemet er her, at grundlaget for fastsættelse af de empirisk baserede tålegrænser ikke rækker

til at sige noget om beskyttelsen af enkelt-arter. Hvis følsomme arter skal beskyttes på Natura 2000 områderne kan det derfor være nødvendigt at anvende tålegrænsen for mere følsomme naturtyper, hvor arterne også er typiske, eller at anvende andre metoder til fastsættelse af tålegrænsen (jf ovenstående).

### **Ændringer vedr. empirisk baserede tålegrænser fra 2005 til 2011**

Danmarks Miljøundersøgelser udarbejdede i 2005 i samarbejde med Skov og Naturstyrelsen en oversættelse af de på daværende tidspunkt gældende anbefalinger fra UNECE vedr. empirisk baserede tålegrænser til anbefalede intervaller for de danske § 3 - og habitat-naturtyper. Der er som beskrevet siden foretaget en større opdatering af anbefalinger i 2011. De væsentligste opdateringer, der er relevante for danske naturtyper, og baggrunden herfor er beskrevet i nedenstående baseret på Bobbink m.fl., 2014.

#### **2130, grå klit og grønsværklit, EUNIS B1.4**

Pba. nye publicerede studier er både den øvre og lave ende af tålegrænseintervallet sænket. Den nye anbefaling er 8 – 15 kg baseret på observerede ændringer i artssammensætning, kvælstofudvaskning, forsurening, og tab af visse arter af laver.

#### **2190, fugtige klitlavninger, EUNIS B1.8**

Den øvre ende af intervallet er sænket efter ekspertvurdering baseret på bl.a. engelske og hollandske drivhus- og felt-eksperimenter og analogi til andre naturtyper. Der er yderligere givet en anbefaling om at anvende den nedre ende af intervallet ved lav- og den høje ende ved høj tilgængelighed af baser (K, Ca, Mg). Den væsentligste indikator for effekter er øget dækning af høje græsser og halvgræsser.

#### **4010, våde dværgbusksamfund med klokkeløve, EUNIS F4.1**

Tålegrænsen har tidligere været baseret på beregninger for typen med en plantekonkurrencemodell. Den øvre ende af intervallet er sænket efter ekspertvurdering baseret på overlap i arter og habitat karakteristika med andre typer (F4.11, 4.2), hvor tålegrænserne også er baseret på modelberegning. Den væsentligste indikator for effekter er skift fra dominans af dværgbuske til græsdominans.

#### **6230, artsrige overdrev eller græsheder, EUNIS E1.7**

Pba. nye publicerede studier er både den øvre og lave ende af tålegrænseintervallet sænket. Den nye anbefaling er 10 – 15 kg. Der noteres dog et klart behov for flere studier fra flere lande, specielt lav-dosis tilførsler ved lav baggrund. De væsentligste indikatorer for effekter er øget dækning af høje græsser og halvgræsser, tilbagegang for typiske arter, og fald i artsrigdom.

#### **7230, rigkær, EUNIS D / D4.1**

Tålegrænsen for D4.1 har været baseret på ekspertvurdering, bl.a. baseret på tilførselsforsøg med forholdsvis høje tilførsler. Den øvre grænse er sænket fra 35 til 30 kg pba. et irsk studie over 5 år, der viste en meget markant effekt på mosser, dog ved en tilførsel på 35 kg. Det opdaterede interval er således også baseret på ekspertvurdering. Tidligere anbefalede danske værdier for 7230 har

været 15-25 kg ud fra en betragtning om, at de danske forekomster ligger tættere på mere følsomme mosetyper. Der er i 2011 opdateringen yderligere givet en anbefaling om at anvende den nedre ende af intervallet for kvælstofbegrænsede områder og den høje ende for områder, der er mere intensivt drevne / plejede eller ikke kvælstofbegrænsede. De væsentligste indikatorer for effekter er øget dækning af høje græsser og halvgræsser og tilbagegang af mosser.

### **91D0 skovbevoksede tørvemoser, EUNIS G1.8**

Den øvre ende af intervallet er sænket pba. nye studier, primært fra Sverige. De væsentligste indikatorer for effekter er reduktion i mycorrhiza<sup>4</sup>, tab af følsomme mosser og laver, samt ændringer i underskovsvegetation.

### **Grænseværdier for luftkoncentrationer af ammoniak (critical levels)**

Ud over de beskrevne opdateringer vedr. empirisk baserede tålegrænser, er der i 2007 sket en opdatering af de af UNECE anbefalede grænseværdier for luftkoncentrationer af ammoniak<sup>5</sup>. Grænserne har tidligere været ret høje, primært som følge af mangel på gode publicerede studier. Som følge heraf har der tidligere været anvendt en separat tålegrænse til beskyttelse af følsomme mosser og laver, der også har været indarbejdet i de danske anbefalinger vedr. anvendelse af de empirisk baserede tålegrænser (se fodnote 1).

De opdaterede anbefalinger fra UNECE vedr. luftkoncentrationer af ammoniak er en grænseværdi på  $1 \mu\text{g m}^{-3}$  som årligt gennemsnit for mosser og laver og  $3 \mu\text{g m}^{-3}$  som årligt gennemsnit for højere planter ([http://www.rivm.nl/media/documenten/cce/manual/Final new Chapter 3 v3 \(Sept 2017\).pdf](http://www.rivm.nl/media/documenten/cce/manual/Final_new_Chapter_3_v3_(Sept_2017).pdf)).

Anbefalingerne vedr. tålegrænser for mosser og laver erstattes i den her foretagne opdatering af empirisk baserede tålegrænser med en anbefaling om at anvende de opdaterede grænseværdier for luftkoncentrationer (critical limits), hvor det er relevant.

### **Opdaterede tålegrænser**

Tabel 1 sammenfatter de opdaterede empirisk baserede tålegrænser oversat til danske habitatnaturtyper og tabel 2 de opdaterede anbefalinger overført til de danske § 3 naturtyper.

<sup>4</sup> Betegner symbiosen mellem en svamp og en karplantes rødder.

<sup>5</sup> [https://icpmapping.org/Latest\\_update\\_Mapping\\_Manual](https://icpmapping.org/Latest_update_Mapping_Manual)

**Tabel 1.** Empirisk baserede tålegrænser oversat fra EUNIS naturtyper til danske habitatnaturtyper. Tabellen viser tidligere nationale anbefalinger baseret på de dagældende anbefalinger fra UNECE (2005) og foreslåede ændringer baseret på de seneste opdaterede anbefalinger (UNECE, 2011). \* angiver prioriterede typer for Danmark iht. Habitatdirektivet. De empirisk baserede tålegrænser beskytter ikke nødvendigvis alle typiske arter for habitatnaturtyperne

Ann. I nr		Tålegrænse	
		2005	2011
<b>1.</b>	<b>Naturtyper i kystegne og Naturtyper med saltpåvirket (halofytisk) vegetation</b>		
<b>11.</b>	<b>Havvand og tidevandsafhængige naturtyper</b>		
1110	Sandbanker med lavvandet vedvarende dække af havvand	1	
1130	Flodmundinger	30-40	
1140	Mudder- og sandflader blottet ved ebbe	1	
1150	* Kystlaguner og strandsøer	30-40	
1160	Større lavvandede bugter og vige	30-40	
1170	Rev	1	
1180	Boblerev	1	
<b>12.</b>	<b>Havklinter og stenede strande</b>		
1210	Enårig vegetation på stenede strandvolde	1	
1220	Flerårig vegetation på stenede strande	1	
1230	Klinter eller klipper ved kysten	15-25	
<b>13.</b>	<b>Atlantiske og kontinentale strandenge og marskområder</b>		
1310	Vegetation af kveller eller andre enårige strandplanter, der koloniserer mudder og sand	30-40	
1320	Vadegræssamfund	30-40	
1330	Strandenge	30-40	
1340	* Indlands saltenge	30-40	
2.	Kyst- og indlandsklitter		
<b>21.</b>	<b>Kystklitter langs Atlanterhavs-, Nordsø- og Østersøkysterne</b>		
2110	Forstrand og begyndende klitdannelser	10-20 <sup>2</sup>	
2120	Hvide klitter og vandremiler	10-20 <sup>2</sup>	
2130	* Stabile kystklitter med urteagtig vegetation (grå klit og grønsværklit)	10-20 <sup>2</sup>	8-15 <sup>2</sup>
2140	* Kystklitter med dværgbuskvegetation (klithede)	10-20 <sup>2</sup>	
2160	Kystklitter med havtorn	10-20 <sup>2</sup>	
2170	Kystklitter med gråris	10-20 <sup>2</sup>	
2180	Kystklitter med selvsåede bestande af hjemmehørende træarter	10-20 <sup>2</sup>	
2190	Fugtige klitlavninger	10-25 <sup>4</sup>	10-20 <sup>4</sup>
<b>22.</b>	<b>Kystklitter langs Middelhavskysterne</b>		
2250	* Kystklitter med enebær	10-20 <sup>2</sup>	
<b>23.</b>	<b>Indlandsklitter, som er gamle og kalkfattige</b>		
2310	Indlandsklitter med lyng og visse	10-20 <sup>2</sup>	
2320	Indlandsklitter med lyng og revling	10-20 <sup>2</sup>	
2330	Indlandsklitter med åbne græsarealer med sandskæg og hvene	10-20 <sup>2</sup>	
3.	Ferskvandsnaturtyper		
<b>31.</b>	<b>Søer og vandhuller</b>		
3110	Kalk- og næringsfattige søer og vandhuller (lobeliesøer)	5-10	
3130	Ret næringsfattige søer og vandhuller med små amfibiske planter ved bredden	5-10	
3140	Kalkrige søer og vandhuller med kransnålgær	5-10	
3150	Næringsrige søer og vandhuller med flydeplanter eller store vandaks	10	
3160	Brunvandede søer og vandhuller	5-10	
<b>32.</b>	<b>Vandløb - vandløbsstrækninger med naturlig eller delvis naturlig dynamik (små, mellemstore og store flodsenge), hvor vandkvaliteten ikke udviser betydelige forringelser</b>		
3260	Vandløb med vandplanter	1	
3270	Vandløb med tidvis blottet mudder med enårige planter	1	
40.	Tempererede heder og krat		
4010	Våde dværgbusksamfund med klokkelyg	10-25	10-20
4030	Tørre dværgbusksamfund (heder)	10-20	
<b>5.</b>	<b>Sclerofylkrat (Matorrals)</b>		

<b>51.</b>	<b>Submediterrane og tempererede krat</b>		
5130	Enekrat på heder, overdrev eller skrænter	15-25 <sup>5</sup>	
6.	Naturlig og delvis naturlig græsvegetation		
<b>61.</b>	<b>Naturlig græsvegetation</b>		
6120	* Meget tør overdrevs- eller skræntvegetation på kalkholdigt sand	15-25	
<b>62.</b>	<b>Delvis naturlig tør græs- og krat- vegetation</b>		
6210	Overdrev og krat på mere eller mindre kalkholdig bund (* vigtige orkidélokalteter)	15-25	
6230	* Artsrige overdrev eller græsheder på mere eller mindre sur bund	10-20	10-15
<b>64.</b>	<b>Delvis naturlige fugtige enge med høj urtevegetation</b>		
6410	Tidvis våde enge på mager eller kalkrig bund, ofte med blåtop	15-25	
6430	Bræmmer med høje urter langs vandløb eller skyggende skovbryn	<sup>1</sup>	
7.	Høj- og lavmoser		
<b>71.</b>	<b>Sure moser med tørvemoser</b>		
7110	* Aktive højmoser	5-10	
7120	Nedbrudte højmoser med mulighed for naturlig gendannelse	5-10	
7140	Hængesæk og andre kærsamfund dannet flydende i vand	10-15 <sup>3,6</sup>	
7150	Plantesamfund med næbfrø, soldug eller ulvefod på vådt sand eller blottet tørv	10-15 <sup>3,6</sup>	
<b>72.</b>	<b>Kalkrige lavmoser</b>		
7210	* Kalkrige moser og sumpe med hvas avneknippe	15-25	
7220	* Kilder og væld med kalkholdigt (hårdt) vand	15-25 <sup>7</sup>	
7230	Rigkær	15-25 <sup>3</sup>	15-30 <sup>3,11</sup>
8.	Klipper og huler		
<b>82.</b>	<b>Vegetation i sprækker på klippe- skråninger</b>		
8220	Indlandsklipper af kalkfattige bjergarter	10-15 <sup>8</sup>	
8230	Indlandsklipper af kalkfattige bjergarter med pionerplantesamfund	10-15 <sup>8</sup>	
83.	Andre naturtyper i klipper		
8330	Havgrotter, der står helt eller delvis under vand	<sup>1</sup>	
<b>9.</b>	<b>Skove:</b> (Delvis) naturlig skovvegetation med hjemmehørende arter, som danner højskov, med typisk underskov, og som opfylder følgende kriterier: Sjældnen eller oprindelig og/eller med arter af fællesskabsbetydning		
<b>91.</b>	<b>Skove i det tempererede Europa</b>		
9110	Bøgskove på morbund uden kristtorn	10-20 <sup>2,9</sup>	
9120	Bøgskove på morbund med kristtorn	10-20 <sup>2,9</sup>	
9130	Bøgskove på muldbund	10-20 <sup>2,9</sup>	
9150	Bøgskove på kalkbund	10-20 <sup>2,9</sup>	
9160	Egeskove og blandskove på mere eller mindre rig jordbund	10-20 <sup>2,9</sup>	
9170	Vinteregeskove i østlige (subkontinentale) egne	10-20 <sup>2,9</sup>	
9190	Stilkegeskove og -krat på mager sur bund	10-20 <sup>2,9</sup>	
91D0	* Skovbevoksede tørvemoser	10-20 <sup>2,9</sup>	10-15 <sup>2,9</sup>
91E0	* Elle- og askeskove ved vandløb, søer og væld	10-20 <sup>2,9</sup>	

<sup>1</sup> Tålegrænsen for atmosfærisk belastning er ikke relevant, idet naturtyperne er naturligt kvælstofrige, ufølsomme for atmosfærisk tilførsel, eller forventes at modtage det største bidrag fra andre kilder, fx grundvand eller overfladenær afstrømning.

<sup>2</sup> Hvor der er en væsentlig forekomst af følsomme laver på lokaliteten, der ønskes beskyttet, kan en koncentrationsgrænse på  $1 \mu\text{g m}^{-3}$  som årligt gennemsnit anvendes.

<sup>3</sup> Tålegrænsen for højmoser ( $5 - 10 \text{ kg N ha}^{-1}\text{år}^{-1}$ ) kan anvendes hvis en væsentlig forekomst af følsomme højmoserarter på lokaliteten ønskes beskyttet.

<sup>4</sup> Tålegrænsen for Oligotrofe søer ( $5 - 10 \text{ kg N ha}^{-1}\text{år}^{-1}$ ) benyttes for småsøer i klitlavninger.

<sup>5</sup> Tålegrænsen for heder ( $10 - 20 \text{ kg N ha}^{-1}\text{år}^{-1}$ ) anvendes, hvis dværgbuske (lyng mv.) er hyppige.

<sup>6</sup> Naturtypen er en delmængde af den bredere naturtype fattigkær, der har tålegrænse i intervallet  $10 - 20 \text{ kg N ha}^{-1}\text{år}^{-1}$

<sup>7</sup> Naturtypen omfatter også Palludellavæld, der forventes at have tålegrænser i den lave ende af intervallet.

<sup>8</sup> Baseret på tålegrænsen for laver.

<sup>9</sup> Massebalancebaserede tålegrænser, der beskytter den langsigtede stabilitet kan være væsentligt lavere, ned til  $7 \text{ kg N ha}^{-1}\text{år}^{-1}$ . Eksempler på beregning kan findes i Skov og Naturstyrelsen (2003)

<sup>10</sup> Mange søer og vandhuller er eutrofieret som følge af næringstilførsel fra andre kilder. For de rene, ikke eutrofierede søer af type 3150 kan tålegrænsen for de øvrige søtyper på  $5-10 \text{ kg N ha}^{-1}\text{år}^{-1}$  bruges, hvis søen er kvælstofbegrænset.

<sup>11</sup> Den høje ende af intervallet er næppe anvendelig for danske forekomster.

**Tabel 2.** Empirisk baserede tålegrænser for naturbeskyttelseslovens terrestriske naturtyper samt for klit, løv- og nåleskov baseret på de seneste anbefalinger fra UNECE, 2011.

Naturtype	Tålegrænse	Differentiering
Overdrev	10-25	<sup>1</sup> sure overdrev 10-15, kalkholdige overdrev 15-25
Klit	8-20	grå klit og grønsværklit 8-15, øvrig klit 10-20
Hede	10-20	der kan være klit kortlagt som § 3 hede
Fersk eng	15-25	<sup>1,2</sup>
Strandeng	30-40	<sup>1,2</sup>
Mose (og kær)	5-30	højmoser 5-10, hængesæk, tørvelavninger 10-15, fattigkær og hedemoser 10-20, kalkrige moser og væld, rigkær 15-30
Løvskov	10-20	Skovbevoksede tørvemoser 10-15
Nåleskov	10-20	

<sup>1</sup> Bør ikke anvendes for arealer med kulturgræsland / hvor den væsentligste påvirkning er en hidtil lovlig landbrugsmæssig.

Dette vil primært gælde engarealer og bør ses over en længere tidsperiode. Intervallet dækker således som udgangspunkt 'naturenge'. Se også note 2.

<sup>2</sup> Den atmosfæriske afsætning skal ses i sammenhæng med andre tilførsler, fx med overfladenær afstrømning.

## Referencer

Bak, J., 2013, Tålegrænser for dansk natur, opdateret landsdækkende kortlægning af tålegrænser for dansk natur og overskridelser heraf, Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 96pp, Technical Report from DCE No. 69. <http://dce2.au.dk/pub/SR69.pdf>.

Bak, J. 2014, Critical Loads for Nitrogen Based on Criteria for Biodiversity Conservation, Water Air Soil Pollut (2014) 225: 2180. <https://doi.org/10.1007/s11270-014-2180-x>

Bak, J., 2003, Manual vedr. vurdering af de lokale miljøeffekter som følge af luftbårent kvælstof ved udvidelse og etablering af større husdyrbrug, Miljøministeriet, Skov og Naturstyrelsen, 2003.

Bak, J, Damgård, C.F. og Nielsen, K.E., 2018, Mulig metode til beregning af arealspecifikke tålegrænser for kategori 3 natur, Teknisk rapport fra DCE, in press.

Bobbink R., Braun S., Nordin A., Power S., Schütz K., Strengbom J., Weijters M., Tomassen H. 2010. Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23-25 June 2010.

Grennfelt, P. and Thönelöf, E. (eds.): 1992. Critical loads for nitrogen. Nord (Miljørapport) 41, 428 pp.

Hetteling J-P, Posch M, Slootweg J (eds.) (2017) European critical loads: database, biodiversity and ecosystems at risk, CCE Final Report 2017, Coordination Centre for Effects, RIVM Report 2017-0155, Bilthoven, Netherlands.

Nielsen, K.E., Damgård, C.F. & Bak, J., 2018, Kvælstofeffekter på terrestrisk natur – danske og udenlandske studier, Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, in press.



Nilsson, J. & Grennfelt, P. (Eds) (1988) Critical loads for sulphur and nitrogen. UNECE/Nordic Council workshop report, Skokloster, Sweden. March 1988. Nordic Council of Ministers: Copenhagen.

Nygård, B., Bak, J. og Ejrnæs, R., 2015, Vurdering af ammoniakfølsom natur i relation til husdyrregulering, Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 21. september 2015.

Skov og Naturstyrelsen, 2003, Manual vedr. vurdering af de lokale miljøeffekter som følge af luftbåret kvælstof ved udvidelse og etablering af større husdyrbrug.

Strandberg, M., Bak, J., Bladt, J., Bruus, M., Grant, R., Nielsen, KE., Nygaard, B & Strandberg, B., 2012, Vurdering af omfang og konsekvenser af sprøjtning og gødskning af § 3-beskyttede naturarealer, Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 13. december 2012.

Werner B., Spranger T. (red.). 2006. Manual on methodologies and criteria for mapping critical levels/loads and geographical areas where they are exceeded. UN ECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution.

# Anbefaling af metoder til estimering af tør- og våddeposition af gasser og partikler i relation til VVM

---

Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi

Dato: 28. januar 2014

Per Løfstrøm

Institut for Miljøvidenskab

Rekvirent:  
Miljøstyrelsen  
Antal sider: 33

Faglig kommentering:  
Helge Rørdam Olesen  
Kvalitetssikring, centret:  
Vibeke Vestergaard Nielsen



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Tel.: +45 8715 0000  
E-mail: [dce@au.dk](mailto:dce@au.dk)  
<http://dce.au.dk>

# Indhold

<b>1. Indledning</b>	<b>3</b>
<b>2. Depositionsprocessor i nærområdet</b>	<b>4</b>
Grundlæggende metode for beregning af tørdeposition	4
Tilnærmet metode for beregning af tørdeposition	4
Grundlæggende metode for beregning af våddeposition	6
<b>3. Nedbør</b>	<b>10</b>
<b>4. Forholdet mellem NO og NO<sub>2</sub></b>	<b>12</b>
<b>5. Emissioner anvendt til OML-beregning af     middelkoncentrationer</b>	<b>15</b>
<b>6. Vurderingstrin i relation til detaljeringsgraden for     estimering af deposition</b>	<b>16</b>
Trin 1. Meget konservativt estimat	16
Trin 2. Konservativt estimat for udvalgte afstande	17
Trin 3. Geografisk kortlægning af deposition	18
<b>7. Baggrundsdeposition</b>	<b>21</b>
<b>8. Referencer</b>	<b>23</b>
<b>Bilag 1. Deposition</b>	<b>26</b>
<b>Bilag 2. Forholdet mellem NO og NO<sub>2</sub></b>	<b>30</b>
<b>Bilag 3. Nedbørsanalyse</b>	<b>31</b>

# 1. Indledning

Miljøstyrelsen har bedt DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet om beskrivelse af metode til estimering af depositionen af gasser og partikler emitteret til luften. Nærværende notat skal danne baggrund for et linjepapir, som Miljøstyrelsen kan udlevere til virksomheder og deres eventuelle rådgivere til at vejlede i udførslen af depositionsestimater for terrestrisk og marin natur ved VVM (Vurdering af Virkninger på Miljøet).

Depositionen bør i princippet beregnes time for time gennem den betragtede periode, idet depositionen ændres i takt med de timevise meteorologiske observationer. Ved DCE findes pt. en sådan model for ammoniak til internt brug. Notatet giver en anbefaling og beskrivelse af en forsimplet og grovere metode til estimering af depositionen lokalt for forskellige stoffer.

Notatet indledes med en kort generel beskrivelse af begreber og processer med betydning for deposition fra røgfaner samt principper for estimering af depositionen. Derefter omtales i tre kapitler forhold, der har betydning ved estimeringen: nedbørsforhold, forholdet mellem NO og NO<sub>2</sub> i en røgfane, og hvilken emission man skal lægge til grund for vurderingerne. Til slut beskrives anvendelsen af metoden, hvor der beskrives 3 varianter af den: tre "trin" med stigende detaljeringsgrad af depositionen i forhold til retning og afstanden fra kilden og hvilke naturtyper, der kan blive påvirket.

Første trin er meget simpelt og skal fungere som en konservativ screening for at konstatere om emissionen kan påvirke et nærliggende naturområde. Andet og tredje trin giver en mere præcis vurdering, men er mere omstændelige at gennemføre. Metoderne for estimering af tørdeposition er relateret til anvendelse af OML-Multi modellen (OML står for Operationelle Meteorologiske Luftkvalitetsmodeller), som allerede anvendes i miljøreguleringen. Metoden for estimering af våddeposition kan udføres uden anvendelse af OML, men OML-Multi 6.0 indeholder faciliteter til at lette estimeringer af både tør- og våddeposition.

For udvalgte stoffer indeholder notatet eksempler på parameterværdier, som kan anvendes i beregningerne. Disse værdier afspejler den bedste viden på nuværende tidspunkt. Ny og bedre viden kan dog fremkomme senere og kan anvendes i stedet med behørig henvisning til anerkendt reference.

Notatet indeholder bilag med lidt mere dybtgående baggrund og referencer til angivne parametre.

## 2. Depositionsprocessor i nærområdet

Deposition eller afsætning af gasser og partikler i atmosfæren til overflader sker i princippet ved to processer: tørdeposition og våddeposition.

Tørdeposition af et stof sker når stoffet bringes i direkte kontakt med en overflade, som fx kan være vandoverflader, jord eller vegetation. For vegetation sker afsætningen såvel direkte på overfladen af blade, stængler og stammer som ved optag i bladenes stomata (spalteåbninger). Forskellige stoffer hæfter til overfladen med forskellig effektivitet. Når stoffet er afsat vil luftkoncentrationen aftage og raten for afsætning vil falde. Den atmosfæriske turbulens vil transportere nyt stof ned til overfladen. Hastigheden hvormed stoffet afsættes, tørdepositions-hastigheden, afhænger således af blandt andet typen af overflade, tidspunktet, meteorologiske forhold, stoffets egenskaber og for partikler desuden størrelsen.

Våddeposition optræder under nedbør. Her udvasker nedbøren stofferne fra luften (røgfanen). Processen afhænger derfor ikke af jordoverfladens beskaffenhed. Raten for udvaskning på et givet tidspunkt afhænger blandt andet af stofkoncentrationen (i røgfanen), intensiteten af nedbøren og stofegenskaberne.

Tør- og våddeposition kan optræde på samme tid, men vil gensidigt begrænse hinanden. Det er dog i det følgende konservativt antaget, at tør- og våddepositionen ikke påvirker hinanden.

### Grundlæggende metode for beregning af tørdeposition

Tørdepositionsraten for et givent tidspunkt,  $t$ , beregnes som et produkt af stofkoncentration i luften,  $c(t)$ , og en depositions-hastighed,  $v_d(t)$ . Den årlige tørdepositionen beregnes ved at summeres over årets timer:

$$\sum c(t) \cdot v_d(t) \cdot \Delta t \quad (1)$$

hvor  $\Delta t$  er 1 time, som er midlingstiden for  $c(t)$  og  $v_d(t)$ .

Beregningen kræver imidlertid kendskab til den timevise variation af både koncentrationen og depositions-hastigheden. Det er muligt at beregne den timevise koncentration med OML; men det er for nuværende ikke muligt med OML at beregne depositions-hastigheden,  $v_d(t)$ . Hvis koncentrationen i et givet punkt beregnes med OML-Multi, og indsættes i formel (1) vil den beregnede deposition være en konservativ tilnærmelse, idet OML ikke tager hensyn til at depositionen opstrøms fjerner stof fra røgfanen. Den tørdeposition man finder med brug af OML-beregnete koncentrationer vil dermed være lidt overestimeret på kort afstand af kilden og mere overestimeret, jo længere nedstrøms for kilden der beregnes.

### Tilnærmet metode for beregning af tørdeposition

For nærværende er det kun muligt at estimere tørdepositionen på basis af lidt grove og konservative overslag, baseret på middelværdier af både

koncentrationen og depositionshastigheden for en given lang periode. Beregningsmetoden anvendes for både gasser og partikler under 10 µm, idet større partikler kan have betydelige fladhastigheder, hvorved metoden bliver meget konservativ.

For et givet punkt estimeres tørdeposition,  $Dep$  (µg/m<sup>2</sup>), for en given periode,  $T$  (s), som produktet af middeldkoncentrationen,  $\langle c(t) \rangle$  (µg/m<sup>3</sup>), middelddepositionshastigheden,  $\langle vd(t) \rangle$  (m/s) og periodelængden:

$$Dep(T) = \langle c(t) \rangle \cdot \langle vd(t) \rangle \cdot T \quad (2).$$

Ved vurdering af effekter på naturområder er man interesseret i at bestemme depositionen over et typisk år eller et 'gennemsnitsår', idet effekter af depositionen normalt er langtidseffekter og ikke akutte. En årsmiddelværdi for koncentrationen fra en røgfane kan beregnes med OML-Multi. Standard versionerne af modellen (5.40 og tidligere) beregner årsmiddelværdien på grundlag af meteorologiske data fra Kastrup Lufthavn år 1976. Da vindretninger for et givet år kan afvige fra de klimatiske (langtidsmidler), vil det i relation til VVM være mere korrekt at anvende middelværdier for koncentrationen beregnet over en længere periode. Det anbefales, at der anvendes en middeldkoncentration beregnet over 10 år. Dette er muligt med anvendelse af OML-Multi version 6.0, som normalt anvender meteorologiske data fra Aalborg 1974-83. En diskussion af denne anbefaling gives i Løfstrøm og Olesen (2008).

Bestemmelse af middelddepositionshastigheden for en lang periode er derimod ikke trivial. Dels er der usikkerhed på at estimere  $v_d(t)$  for en konkret time, og dels er det ikke muligt at beregne en korrekt middelværdi. Selv om det skulle være muligt, at bestemme en korrekt  $v_d(t)$  for timen, så skal der ved beregning af middelværdien tages hensyn til at  $v_d(t)$  på tidspunkter med høje koncentrationer skulle vægte mere end tidspunkter med lav koncentration. Forskellige typer af kilder (høje eller lave) kan give høje/lave koncentrationer på forskellige tidspunkter. Derfor burde  $\langle vd(t) \rangle$ , være knyttet til den konkrete kildekonfiguration. Dette forhold er der ikke taget hensyn til i den tilnærmede metode.

Forslag til middelddepositionshastigheder for udvalgte gasser og partikler fremgår af Tabel 2.1. Tabellen er baseret på aktuel viden. Der vil givetvis med tiden blive ny og bedre viden tilgængelig, som vil kunne erstatte værdier i tabellen. Baggrunden for værdierne er beskrevet i Bilag 1.

### *Eksempel*

Den årlige tørdeposition af et stof ønskes estimeret i et givet punkt. Antag at en beregning med OML giver en middelværdi af koncentrationen i punktet på 1 µg/m<sup>3</sup>, og at middelddepositionshastigheden er 0,01 m/s. Den årlige tørdeposition bliver:

$$1 \mu\text{g}/\text{m}^3 \cdot 0,01 \text{ m/s} \cdot 365 \cdot 24 \cdot 3600 \text{ s} = 3,15 \cdot 10^5 \mu\text{g}/\text{m}^2 = 3,15 \text{ kg}/\text{ha}.$$

Bemærk, at deposition af fx kvælstofdioxid (NO<sub>2</sub>) omregnes til deposition af kvælstof (N) via atomvægte, dvs. 1 g NO<sub>2</sub> bliver til  $14/(14+2 \cdot 16) = 0,304$  g N, hvor 14 og 16 er atomvægten for N henholdsvis O.

Tabel 2.1 Tørdepositions-hastigheder (cm/s)

Stof	Vand	Græs	Skov
NO	0,04 10 <sup>-3</sup>	0,1	0,2
NO <sub>2</sub>	0,22 10 <sup>-3</sup>	0,6	1,2
NH <sub>3</sub>	0,76	1,5	3,0
SO <sub>2</sub>	0,7	1,1	2,1
Kviksølv, Hg(0) (gas)	0,01	0,1	0,2
Kviksølv, Hg(II) (gas)	1,0	1,5	3,5
Selen, Se (gas og fine partikler)	0,1	0,26	0,52
Partikler, 10 µm	2,0	2,0	4,0
Partikler, 2 µm	0,2	0,7	1,4
Partikler < 2 µm	0,005-0,2	0,05-0,7	0,1-1,4

### Grundlæggende metode for beregning af våddeposition

Under nedbørsepisoder kan der foregå våddeposition ved at regndråber udvasker gasser og partikler fra røgfanen. Våddepositionen fra en røgfane afhænger af koncentrationen i røgfanen og af den vertikale udbredelse af røgfanen, vindhastigheden, nedbørsintensiteten (mm/time) samt en stofs specifik udvaskningskoefficient. Bilag 1 giver en detaljeret beskrivelse af baggrunden for nedenstående beregning af våddeposition.

Det antages, at våddepositionen kan estimeres ved anvendelse af middelværdier for en række parametre beregnet under perioder med nedbør. Den årlige våddeposition,  $Wdep(x, Dir)$  (g m<sup>-2</sup>), i en given afstand,  $x$  (m) og vindretning,  $Dir$  (°), beregnes ved:

$$Wdep(x, Dir) = \Lambda(R) \cdot Q(x) / (u(z, Dir) \cdot 2\pi \cdot x) \cdot MM / R \cdot 8760^{-1} \cdot RelMM(Dir) \quad (3)$$

hvor  $MM$  er den årlige nedbørsmængde,  $RelMM(Dir)$  er den relative nedbørsmængde, som funktion af vindretningen,  $Dir$ , i forhold til jævn fordeling af  $MM$ ,  $u(z, Dir)$  er middelvindhastigheden i skorstens-højden,  $z$  (m), under nedbør.  $R$  er middel af nedbørsintensiteten under nedbørsepisoder. 8760 er antal timer i året.  $\Lambda(R)$  (s<sup>-1</sup>) er udvaskningskoefficienten, som er en stofs specifik "konstant",  $\lambda$ , multipliceret med nedbørsintensiteten,  $R$  (mm/time), dvs.  $\Lambda(R) = \lambda R$ . For metoden her under danske forhold sættes  $R$  til 1 mm/time, hvorved den numeriske værdi af  $\Lambda(R)$  og  $\lambda$  er ens. Faktoren  $MM(Dir)/(R \cdot 8760)$  angiver den fraktion af året, hvor der forekommer nedbør. For de forskellige gasser er  $\lambda$  en reel konstant; men for partikler er  $\lambda$  en funktion af partikelstørrelsen.  $Q(x)$  er den stofmængde (g), der i løbet af et år passerer igennem et lodret tværsnit af røgfanen i en given afstand,  $x$ , (uanset retningen) og beregnes ved:

$$Q(x) = Q_0 \cdot \exp(-\Lambda(R) \cdot x / (u(z, Dir))) \quad (4)$$

hvor  $Q_0$  (g) er den udsendte årlige stofmængde. Når man betragter forekomsten af alle vindretninger igennem et år, er  $Q(x)$  således den stofmængde (g), der i årets løb når uden for en cirkel med centrum i kilden og med radius  $x$ .

En simpel estimering af vindhastigheden kan beregnes med følgende formel:

$$u(z,Dir) = u(10,Dir) \cdot \ln(z/10) / 4.6 \quad (5)$$

hvor  $z1 = \min(z,100)$ , men mindst 10 m og  $u(10,Dir)$  er den målte middelvindhastighed i højden 10 m under perioder med nedbør. Det er her antaget, at atmosfæren under nedbør har neutral stabilitet med logaritmisk vindprofil op til 100 m.

I Tabel B3.1 i Bilag 3 er angivet værdier for  $RelMM(Dir)$  og  $u(10,Dir)$  for danske forhold, hvor  $Dir$  er opgjort i 10 graders sektorer og vindretningen således er afrundet til nærmeste 10'er. I tabellen er også vist  $u(z,Dir)$  for udvalgte  $z$ -værdier beregnet med formel (5). Baggrunden for tabellen beskrives under Kapitel 3, hvor det også fremgår at  $R$  bør sættes til 1 mm/time for de undersøgte danske forhold.

Med anvendelsen af tabelværdierne for  $RelMM(Dir)$  og  $u(10,Dir)$  vil forskellen på våddepositionen for forskellige lokaliteter i Danmark for den samme kilde alene afhænge af den årlige nedbørsmængde,  $MM$ . Formlerne (3) og (4) tager ikke hensyn til de ikke-lineære effekter på depositionen, når den årlige nedbør er sammensat af varierende intensitet under varierende vindhastigheder.

I Tabel 2.2 er listet udvaskningskoefficienter for udvalgte stoffer. Listen er udfærdiget på grundlag af aktuel viden (Bilag 1) og kan ved ny viden justeres. Bemærk at  $NO_x$  ikke udvaskes. I Figur 2.1 er vist  $\Lambda(R)/R$  for forskellige størrelser af partikler.

Hvis størrelsesfordelingen af partikler (diameter  $< 10 \mu m$ ) i en given røgfane ikke er kendt, eller hvis der skal foretages et konservativt estimat af våddepositionen, anvendes  $\Lambda$  for partikler med diameter på  $10 \mu m$ .

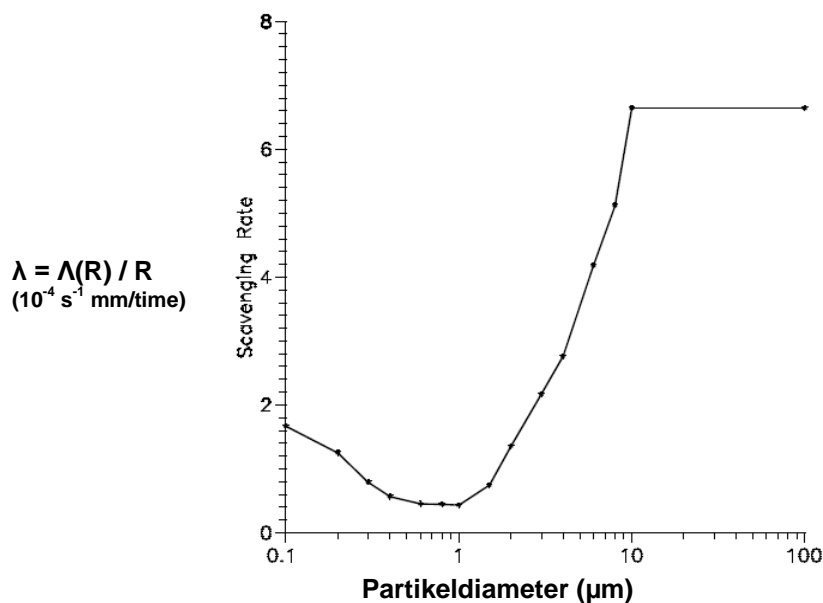
Kendes massefordelingen af partikler inden for bestemte intervaller af diametre, kan beregningsmetoden anvendes på hvert interval for sig.

Tabel 2.2 Udvasningskoefficienter  $\Lambda(R)$  ved nedbør på 1 mm i timen.

Stof	$\Lambda (10^{-4} s^{-1})$
NO	0
NO <sub>2</sub>	0
SO <sub>2</sub>	0,42
Kviksølv, Hg(0) (gas)	0
Kviksølv, Hg(II) (gas)	1,4
HNO <sub>3</sub>	1,4
NH <sub>3</sub>	1,4
Selen, Se (gas)	0,3
Partikler $< 10 \mu m$	0,5 til 6,6*

\* Se figur 2.1.





Figur 2.1. Udvaskningskoefficienten for partikler,  $\Lambda(R)$ , normeret med nedbørsintensiteten,  $R$ , som funktion af partikeldiameteren (US EPA, 1995).

### Eksempler på estimering af våddeposition

Antag en årlig nedbørsmængde på 650 mm (svarende til nedbør i 7.4 % af tiden ved  $R=1 \text{ mm/time}$ ), en årlig emission af et stof på 1 kg med en udvaskningskoefficient,  $\Lambda$ , på  $6,6 \cdot 10^{-4} \text{ s}^{-1}$  fra en skorsten med højde på 80 m. Den årlige våddeposition ønskes bestemt i afstanden 5 km i retningen 60 grader (svarende til vindretning 240 grader). Af Tabel B3.1 aflæses  $RelMM(240)$  til 1,44 og  $u(80,240)$  til 8,92 m/s. Dvs (4) giver.

$$Q(5000) = Q_0 \exp(-\Lambda(R) x / (u(z, Dir))) = 1000 \exp(-6,6 \cdot 10^{-4} \cdot 5000 / 8,92) = 701 \text{ g}$$

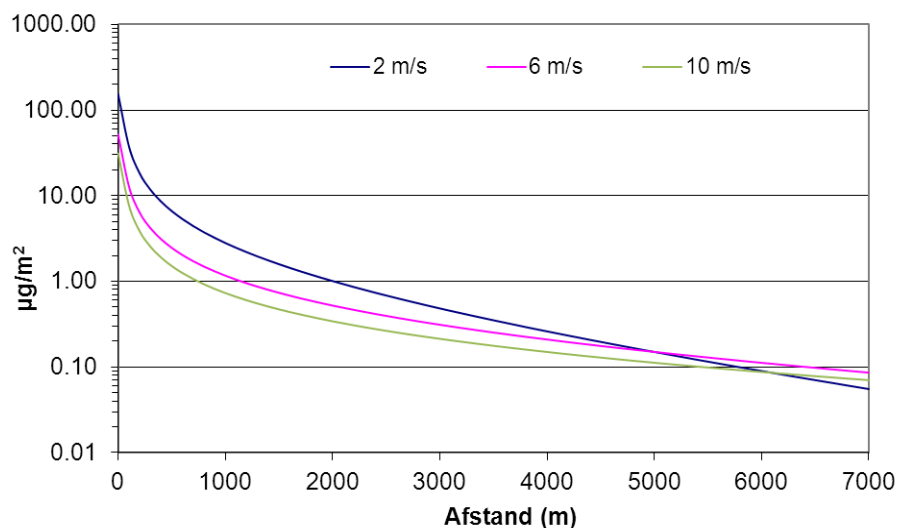
og (3) giver

$$\begin{aligned} Wdep(x, Dir) &= \Lambda(R) Q(x) / (u(z, Dir) 2 \pi x) \cdot MM/R \cdot 8760^{-1} \cdot RelMM(Dir) \\ &= 6,6 \cdot 10^{-4} \cdot 701 \cdot (8,92 \cdot 2 \pi \cdot 5000)^{-1} \cdot 650 / 1 \cdot 8760^{-1} \cdot 1,44 \\ &= 1,70 \cdot 10^{-7} \text{ g/m}^2 \\ &= 0,170 \text{ µg/m}^2 \end{aligned}$$

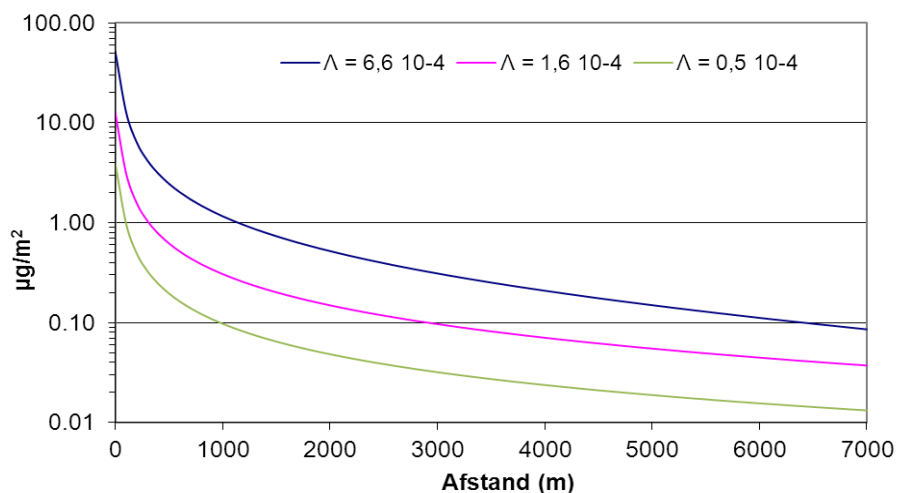
I Figur 2.2 og 2.3 er vist eksempler på fordelingen nedstrøms for kilden af våddepositionen under antagelse af forskellige vindhastigheder i skorstenstoppen og forskellige udvaskningskoefficienter. Der er anvendt en årlig nedbør på 650 mm (nedbørsintensitet på 1 mm/time). I figurerne er anvendt  $RelMM(Dir) = 1,00$  svarende til at våddepositionen repræsenterer et gennemsnit for alle retninger.

Lav vindhastighed giver højere deposition tæt på kilden i forhold til høj vindhastighed, men giver mindre deposition længere væk, som det ses i Figur 2.2, hvor kurverne krydser i afstanden 5-6 km. Mindre udvaskningskoefficienten giver lavere deposition i nærområdet (Figur

2.3), men større deposition i store afstande, hvilket sker uden for figuren hvor kurverne krydser i 20-24 km. Det er forholdet  $\Lambda/u$  som er afgørende.



Figur 2.2. Eksempler på estimeret årlig våddeposition ved 1 kg årlig emission for forskellige vindhastigheder i skorstenstop. Kurverne er et gennemsnit for alle retninger og gælder for en årlig nedbør på 650 mm ved en udvaskningskoefficient på  $6,6 \cdot 10^{-4} \text{ s}^{-1}$ .



Figur 2.3. Eksempler på estimeret årlig våddeposition ved 1 kg årlig emission for forskellige udvaskningskoefficienter. Kurverne er et gennemsnit for alle retninger og gælder for en årlig nedbør på 650 mm ved en vindhastighed i skorstenstop på 6 m/s.

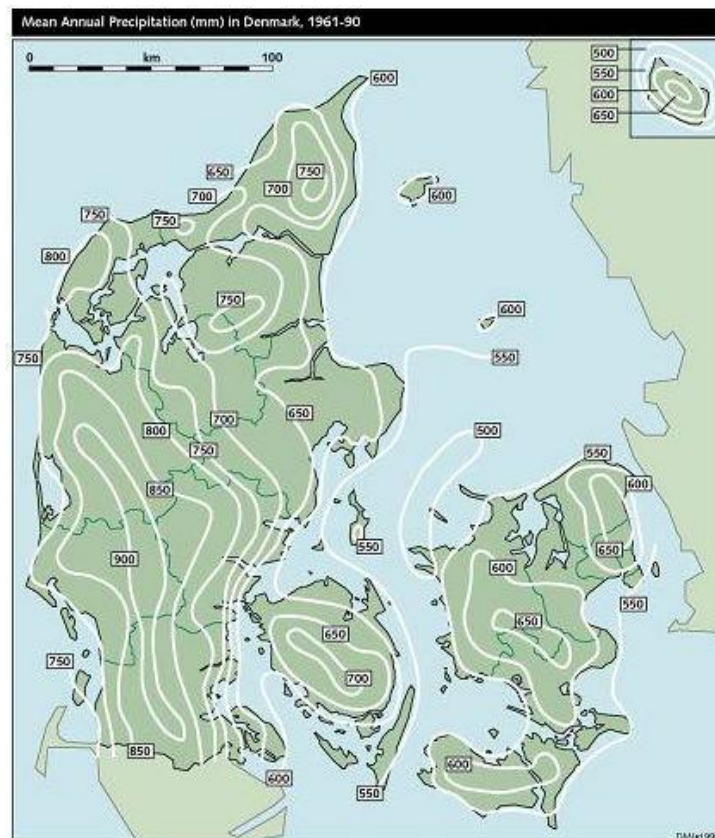
### 3. Nedbør

Til estimering af våddepositionen er det blandt andet nødvendigt at kende til den årlige nedbørsmængde,  $MM$ , og den relative nedbørsmængde,  $RelMM(Dir)$ , som funktion af vindretningen,  $Dir$ . Derudover skal middelvindhastigheden,  $u(z, Dir)$  i skorstenshøjden,  $z$  (m), under nedbør kendes.

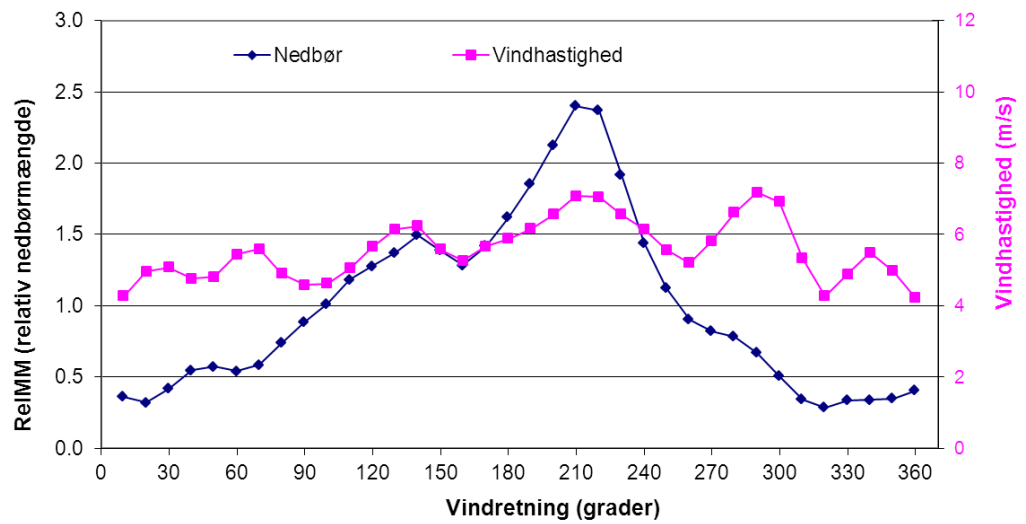
Den geografiske fordeling af den gennemsnitlige årlige nedbør i Danmark i klimaperioden 1961-1990 er vist i Figur 3.1. Nedbørsmængden for en konkret lokalitet kan fx aflæses fra figuren. På grund af stigende nedbørsmængde siden 1961-1990 (se Bilag 3) er det passende altid at forøge aflæsninger i figuren med 30 mm.

Der er udført en analyse af den relative nedbørsmængde,  $RelMM(Dir)$ , og vindhastigheden,  $u(10, Dir)$ , på tre lokaliteter i Danmark over 2 år. Analysen er opgjort på 10 graders sektorer for vindretningen. På grund af stor retnings- og tidsvariation i de analyserede nedbørsmængder og vindhastigheder mellem årene og lokaliteterne, er data baseret på gennemsnit for alle lokaliteter og år. Resultatet ses i Figur 3.2, og tilhørende talværdier er listet i Tabel B3.1 i Bilag 3, hvor også eksempler på  $u(z, Dir)$  er listet for forskellige højder.

Det er muligt, at analyser af tidsserier over længere perioder på fx 10 år vil kunne dokumenterer en systematisk forskel i  $RelMM(Dir)$  og  $u(10, Dir)$  mellem landsdelene.



Figur 3.1. Den gennemsnitlige årlige nedbør i Danmark i referenceperioden 1961-1990 målt i mm (DMI Teknisk Rapport 97-8).



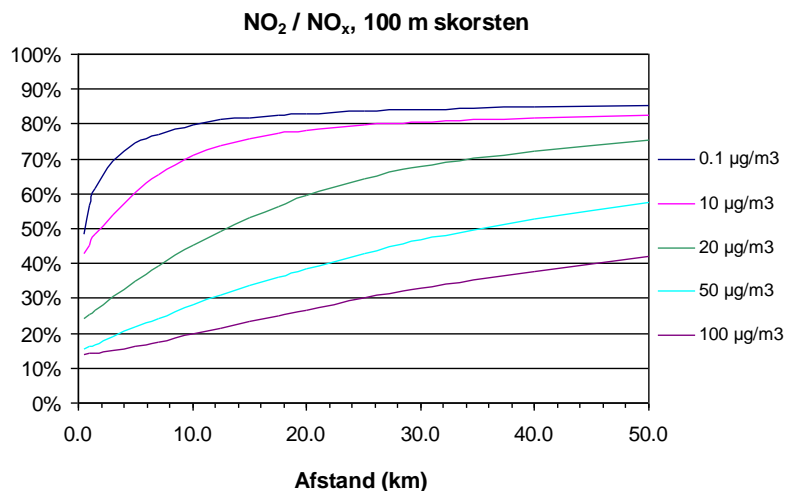
Figur 3.2. Kurver for (1) relativ nedbørmængde i forhold til jævn fordeling samt (2) vindhastighed under nedbør. Begge er vist som funktion af vindretning. Middelværdier for Kastrup, Aalborg og Skrydstrup i år 2008 og 2009.

## 4. Forholdet mellem NO og NO<sub>2</sub>

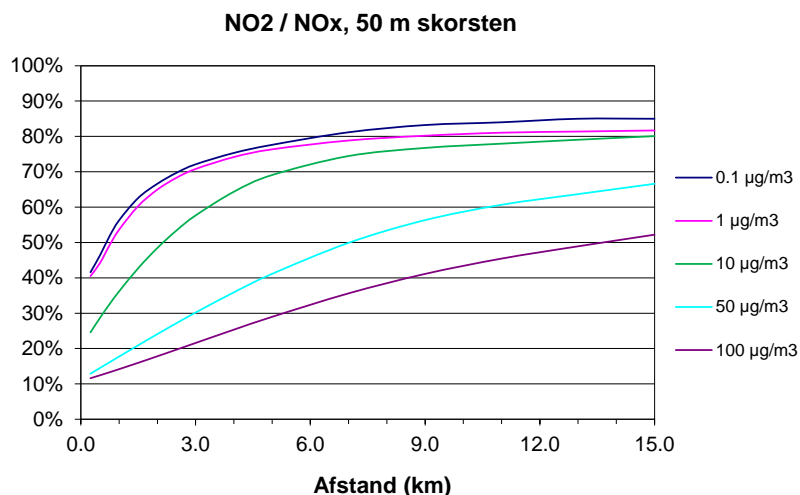
Under spredningen af en røgfane indeholdende NO og NO<sub>2</sub> (NO<sub>x</sub>) vil en del af røggassens NO omdannes til NO<sub>2</sub> ved kemisk reaktion med baggrundsluftens ozonindhold. Samtidig vil der i dagtimerne ske en nedbrydning af NO<sub>2</sub> til NO via indflydelse fra solens UV-stråling. Den kemiske ligevægt mellem NO, NO<sub>2</sub> og O<sub>3</sub> (ozon) afhænger af blandingsforholdet mellem røgfanen og baggrundsluften, eventuel UV-stråling samt transporttid. Koncentrationen af ozon i den omgivende luft er en af de begrænsende faktorer for dannelsen af NO<sub>2</sub>. Når røgfanen er fortyndet meget, fx i meget store afstande fra kilden eller ved lille emission, vil der være nok ozon i baggrundsluften til at størstedelen af NO er omdannet til NO<sub>2</sub>.

Mængdeforholdet mellem de to stoffer NO og NO<sub>2</sub> som funktion af afstand er her belyst gennem tre eksempler ved hjælp af spredningsberegning med OML-Multi i såkaldt kemi-mode, hvor modellen beregner den kemiske ligevægt mellem NO, NO<sub>2</sub> og O<sub>3</sub>, med inddragelse af en tidsserie af baggrundskoncentrationer af NO, NO<sub>2</sub> og O<sub>3</sub> samt mængden af sollys (se Bilag 2 for detaljer). Eksemplerne kan gøre nytte, når man skal estimere depositions-hastigheder for en NO<sub>x</sub>-røgfane, idet NO og NO<sub>2</sub> har forskellig tørdepositions-hastighed.

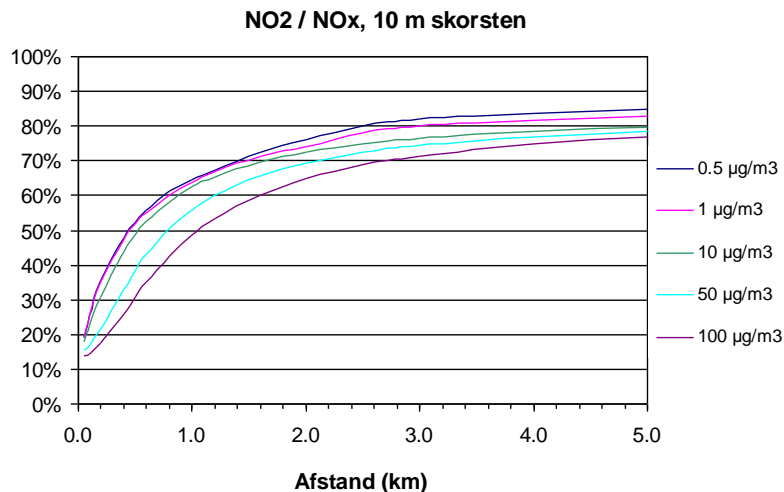
Det første eksempel vises i Figur 4.1 og drejer sig om en høj kilde med en skorsten på 100 m. Kurverne viser NO<sub>2</sub>-andelen af NO<sub>x</sub>-koncentrationen i røgfanen ved jordoverfladen. Kurverne er baseret på et års data (Bilag 2) for meteorologi og baggrundskoncentrationer, og de viser gennemsnittet for et år. Der er vist flere kurver for NO<sub>2</sub>-andele som funktion af afstanden fra kilden, hvor hver kurve repræsenterer en bestemt kildestyrke. Kildestyrken er valgt således, at for eksempelvis kurven mærket "100 µg/m<sup>3</sup>" er den største 10-årsmiddelværdi i omgivelserne 100 µg/m<sup>3</sup>. Den betragtede kilde har konstant emission, 100 m skorsten, volumenstrøm på 250 Nm<sup>3</sup>/s, røggastemperatur på 100 °C samt diameter på 5 m. Det er endvidere antaget, at 10 % af den direkte emitterede NO<sub>x</sub> er NO<sub>2</sub>, hvor denne procent dog ikke er så betydende. Ved beregningen er forudsat, at den pågældende kilde er den eneste kilde, men at der i omgivelserne optræder en baggrundsforurening af stofferne NO, NO<sub>2</sub> og ozon. Koncentrationsforholdene i den udsendte røgfane beregnes time for time igennem et år, og bidraget fra kilden opgøres. Det er kildens NO<sub>2</sub>-andel som gennemsnit for året, der præsenteres i Figur 4.1. Der er gennemført tilsvarende beregninger for kilder med henholdsvis 50 m og 10 meter høje skorstene. Resultaterne i form af NO<sub>2</sub>/NO<sub>x</sub>-kurver vist i Figur 4.2 og 4.3, hvor øvrige kilde data også er angivet.



Figur 4.1. Eksempel på  $\text{NO}_2$  andel af  $\text{NO}_x$ -indhold i røgfane ved jordoverfladen som funktion af afstand beregnet som årligt gennemsnit. De forskellige kurver refererer til forskellige kildestyrker, som forklaret i teksten og er markeret med de tilhørende maksimale 10-års middelværdier. Kurveforløbet kan anvendes for høje kilder på omkring 100 m eller mere med termisk røgfanløft. Den konkrete kilde: 100 m,  $250 \text{ Nm}^3/\text{s}$ ,  $100^\circ\text{C}$  og diameter 5 m.



Figur 4.2. Eksempel på  $\text{NO}_2$  andel af  $\text{NO}_x$ -indhold i røgfane ved jordoverfladen som funktion af afstand beregnet som årligt gennemsnit. De forskellige kurver refererer til forskellige kildestyrker, som forklaret i teksten og er markeret med de tilhørende maksimale 10-års middelværdier. Kurveforløbet kan anvendes for kilder på omkring 50 m. Den konkrete kilde: 50 m,  $20 \text{ Nm}^3/\text{s}$ ,  $70^\circ\text{C}$  og diameter 2 m.



Figur 4.3. Eksempel på  $\text{NO}_2$  andel af  $\text{NO}_x$ -indhold i røgfane ved jordoverfladen som funktion af afstand beregnet som årligt gennemsnit. De forskellige kurver refererer til forskellige kildestyrker, som forklaret i teksten og er markeret med de tilhørende maksimale 10-års middelværdier. Kurveforløbet kan anvendes for kilder på omkring 10 m. Den konkrete kilde: 10 m,  $2 \text{ Nm}^3/\text{s}$ ,  $70^\circ\text{C}$  og diameter 1 m.

For alle kilderne gælder, at den største  $\text{NO}_2$ -procent optræder for de laveste koncentrationer, hvilket skyldes, at ozonkoncentrationen i omgivelserne i de situationer er forholdsvis stor sammenholdt med  $\text{NO}$ -koncentrationen, og at ozonen dermed kan give anledning til omdannelse af  $\text{NO}$  til  $\text{NO}_2$ .  $\text{NO}_2$ -andelen stiger med afstanden fra kilden efterhånden som  $\text{NO}$  omdannes til  $\text{NO}_2$ .

Eksemplerne kan gøre nytte ved estimering af depositions hastigheder, idet tørdepositions hastigheden for  $\text{NO}_2$  er væsentligt større end for  $\text{NO}$ . For en konkret kilde kan der anvendes en  $\text{NO}_2$ -procent aflæst fra den af figurerne, hvor forholdene er mest sammenlignelige.

## 5. Emissioner anvendt til OML-beregning af middelkoncentrationer

Ved normale OML-beregninger i relation til Miljøstyrelsens Luftvejledning beregnes maksimale månedlige 99 % fraktiler, som sammenlignes med vejledningens B-værdier. I vejledningen angives det, at beregningerne skal anvende den maksimale timelige emissionsrate. Det er således kortvarige spidsværdier af koncentrationen, som anvendes i reguleringen.

I relation til VVM er også langtidseffekter af emissioner i fokus, og derfor er det i OML-beregninger af langtidsmiddel for koncentrationen mest korrekt at anvende emissioner, som summerer op til den maksimale årlige tilladelige emission. En sådan beskrivelse kan indebære, at der under OML-beregninger indgår en tidslig variation i de timelige emissioner.

Den simpleste metode til at bestemme en langtidsmiddel for koncentrationen i omgivelserne ved OML-beregning er at anvende en konstant emissionsrate bestemt ved at dividere den årlige emission med årets timer. Denne metode giver kun korrekt middelværdi for koncentrationen, når emissionen reelt er konstant i alle timer i perioden. Hvis der fx ikke er emission i nattetimerne, hvor spredningsforholdene er anderledes end i dagtimerne, så vil middelværdierne af koncentrationen blive beregnet forkert.

Det er derfor mere korrekt at bruge OML-modellens muligheder for at angive emissioner med tidslig variation. I OML-Multi er det muligt at angive emissionen med en timelig variation over døgnet, en ugedagsvariation over ugen og en månedlig variation over året. Sker emissionen fx kun i 8 dagtimer fra kl. 8-16, så skal den timelige emission beregnes som den årlige emission divideret med 1/3 af årets timer, og i beregningen med OML-Multi skal angives, at der kun er emission for samme tidsrum kl. 8-16. Hvis der er en systematisk tidslig variation i emissionen skal emissionen angives tilsvarende i OML-Multi. At der kan være tilfældige variationer for emissionen for de enkelte timer vil udjævnes i beregningerne over en 10 årig periode.

Den årlige emission er måske ikke målt. Den kan enten bestemmes ud fra repræsentative præstations- eller stikprøvemålinger samt driftstiden. Foreligger der ikke præstations- eller stikprøvemålinger kan den årlige emission alternativt bestemmes ud fra simple massebalancer. Her kan der evt. anvendes konservative betragtninger om at alt stof, der indgår i processen, emitteres via skorstenen, hvis der ikke foreligger detaljerede oplysninger om massestrømmene for de enkelte relevante stoffer på virksomheden.



## 6. Vurderingstrin i relation til detaljeringsgraden for estimering af deposition

Herunder beskrives en metode til vurdering af total deposition, idet der beskrives tre varianter af metoden i tre "trin" med stigende niveauer for geografisk detaljering.

Første trin er meget simpelt og skal fungere som en konservativ screening for at konstatere om situationen kan være kritisk i relation til VVM. Andet og tredje trin giver en mere præcis vurdering, men er mere omstændelige at gennemføre..

### Trin 1. Meget konservativt estimat

#### *Tørdeposition*

For et givet stof foretages bestemmelse af langtidsmiddelværdier (10 år) af luftkoncentrationen via beregning med OML-Multi 6.0. Den største koncentration findes uanset geografisk placering. Denne værdi indsættes i formel (2) sammen med en depositionshastighed for de relevante naturtyper, der optræder i området, og en periode på et år. Hermed estimeres den maksimale årlige tørdeposition for naturtyperne.

For kilder uden bygningseffekter og skorstenshøjder på mere end ca. 50 m vil maksimum af koncentrationen optræde i nogen afstand fra kilden. For lave kilder (<10 m) og kilder, hvor spredningen af røgfanen er betydeligt påvirket af bygningseffekter, optræder maksimum ofte meget tæt på kilden. Derfor vil den maksimale koncentration være ekstrem konservativ at anvende, og man bør i stedet anvende den største koncentration i de afstande, hvor der findes relevante naturområder (Trin 2).

For NO<sub>x</sub> kan konservativt antages, at røgfanen indeholder 100 % NO<sub>2</sub>. Hvis beregninger på 100 % viser, at (tåle-) grænser er overskredet, kan der stadig konservativt, men mere besværligt anvendes 85 % NO<sub>2</sub> og 15 % NO, idet dette er det største NO<sub>2</sub>-indhold som i gennemsnit vil optræde (figur 4.1-4.3), og NO<sub>2</sub> har større depositionshastighed end NO.

#### *Våddeposition*

Våddepositionen estimeres for den mest belastede vindretning. Retningen er bestemt for en kombination af nedbør og vindhastighed. I forhold til data i Tabel B3.1 i Bilag 3 er den mest belastede vindretning 210 grader.

Vindhastighed i toppen af skorsten beregnes med formel (5) eller interpoleres fra tabellen i bilaget.

Derefter bestemmes afstand til nærmeste relevante naturområde. For denne afstand beregnes via formel (4) og dernæst formel (3) den årlige våddeposition ved brug af den årlige nedbør aflæst fra Figur 3.1 med addition af 30 mm samt værdien 2,40 for  $RelMM(dir)$  (Tabel B3.1).

Tør- og våddeposition adderes uagtet at de geografiske placeringer oftest ikke er ens. Skema 1 viser strukturen i estimeringen og kan anvendes som skabelon for en estimering.

Hvis den totale deposition af stoffet for de enkelte naturtyper ikke overskrider acceptable (tåle-) grænser, er grænserne overholdt overalt.

Skema 1. Deposition estimeret konservativt i forhold til afstande og retninger her opdelt på tre naturtyper.

"Stofnavn"			
Naturtype	Vand	Græs	Skov
Maks. middel-koncentration	C		
Depositions-hastighed	$V_{d,vand}$	$V_{d,græs}$	$V_{d,skov}$
Årlig tør-deposition formel (2)	$T_{dep,v}$	$T_{dep,g}$	$T_{dep,s}$
Vindhastighed i skorstenstop	Formel (5) eller Tabel B3.1		
$Q(x)^{**}$ , formel (4)	$Q(x)$		
Årlig våd-deposition, formel (3)*	$V_{dep}$		
Total årlig deposition	$T_{dep,v} + V_{dep}$	$T_{dep,g} + V_{dep}$	$T_{dep,s} + V_{dep}$

\* hvor  $RelMM(Dir)$  konservativt er valgt til 2,40. \*\* nærmeste relevante naturområde.

## Trin 2. Konservativt estimat for udvalgte afstande

### Tørdeposition

For et givet stof foretages bestemmelse af langtidsmiddel af koncentrationen (10 år) via beregning med OML-Multi 6.0. For udvalgte afstande fra kilden findes den største koncentration uanset retningen fra kilden. For relevante naturtyper, der optræder i området, bestemmes de tilhørende depositions-hastigheder (fx Tabel 2.1). Som under Trin 1 estimeres den årlige tørdeposition ved anvendelse af formel (2) og en periode på et år.

### Våddepositionen

Her anvendes samme metode, som i Trin 1 via formel (5), (4) og (3) og udføres for de udvalgte relevante afstande og for den mest belastede vindretning.

Tør- og våddeposition adderes uagtet at retningerne for tør og våddeposition oftest ikke er ens. Skema 2 viser et eksempel på fremgangsmåde og kan også anvendes til en konkret estimering.

Hvis den totale deposition af stoffet for de enkelte naturtyper ikke overskrider acceptable (tåle-) grænser i nogen af afstandene, er grænserne overholdt i alle retninger omkring kilden.

Skema 2. Deposition i forskellige afstande estimeret konservativt i forhold til retninger.

"Stofnavn"					
Afstand		x1	x2	...	xn
Maks. middel-koncentration		c1	c2	...	cn
Spc. for NO <sub>x</sub>		"NO <sub>2</sub> -%"	"NO <sub>2</sub> -%"		"NO <sub>2</sub> -%"
Depositionshastighed	Vand	V <sub>d,vand</sub>	(Ved NO <sub>x</sub> kan evt. beregnes en vægtet V <sub>d</sub> på grundlag af "NO <sub>2</sub> -%", dvs. V <sub>d</sub> stiger med afstanden)		
	Græs	V <sub>d,græs</sub>			
	Skov	V <sub>d,skov</sub>			
Årlig tør-dep. formel (2)	Vand	Tdep1,v	Tdep2,v		
	Græs	Tdep1,g	Tdep2,g		
	Skov	Tdep1,s	Tdep2,s		
Vindhastighed i skorstenstop		Formel (5) eller Tabel B3.1			
Q(x), formel (4)		Q(x1)	Q(x2)		Q(xn)
Årlig vådd deposition, formel (3)*		Vdep1	Vdep2		Vdepn
Total årlig deposition	Vand	Tdep1,v + Vdep1	Tdep2,v + Vdep2		
	Græs	Tdep1,g + Vdep1	Tdep2,g + Vdep2		
	Skov	Tdep1,s + Vdep1	Tdep2,s + Vdep2		

\* hvor *RelMM(Dir)* konservativt er valgt til 2,40.

### Trin 3. Geografisk kortlægning af deposition

Ved en detaljeret kortlægning af tørdepositionen er det nødvendigt at kende til typen af overflade (vand, græs eller skov) i de anvendte receptorpunkter, som indgår i en OML-beregning af middelkoncentrationer. Overfladetyper er afgørende for størrelsen af tørdepositionen.

Til et første overslag af tørdepositionen kan konservativt antages, at overfladen i hele beregningsområdet er skov, som har den største depositionshastighed. I en given afstand fra kilden kan depositionen estimeres i de forskellige retninger ved fx at anvende Skema 3, hvor man anvender samme metode, som i Trin 1 eller 2. For den konkrete retning og afstand estimeres tørdeposition ved formel (2). Hvis stoffet er NO<sub>x</sub> vil *v<sub>d</sub>* desuden afhænge af NO<sub>2</sub>-procenten for den givne afstand, som dog kan vælges konservativt konstant. Våddepositionen estimeres ved formel (5), (4) og (3), idet man arbejder sig fra venstre mod højre i skema 3.

Den mest præcise fremgangsmåde, i forhold til metodebeskrivelsen, vil være at brugeren fremskaffer de præcise overfladetyper i

receptorpunkterne. Det betyder at skemaet skal udvides med to søjler, en for naturtype og en for depositions hastighed (som indføres efter søjle nr. 3). Skemaet anvendes for de relevante afstande, hvor depositionen ønskes estimeret.

Den totale deposition i de enkelte receptorpunkter (naturområder) sammenlignes direkte med tilhørende (tåle-)grænser.

I OML-Multi 6.0 er det muligt at fortage estimering af tør- og våddeposition i receptorpunkter anvendt i en konkret beregning. Her skal brugerne selv angive en tørdepositions hastighed, en udvaskningskoefficient og en nedbørsmængde inden estimeringen. Beregningen er baseret på metoder og tabeller, som beskrevet i dette notat.

Skema 3. Total årlig deposition i forskellige retninger for given afstand,  $x$ , og én type overflade med én tørdepositionshastighed,  $v_d$ . Hvis typen af overflade varierer skal skemaet udvides med to søjler (som indføres efter søjle nr. 3) med overfladetype og tilhørende  $v_d$ .

Vind- retning	Ekspo- nerings- retning	Middel- koncen- tration, OML 10 år	Årlig tør- dep. formel (2)	<i>ReIMM</i>	Vind- hastighed i 10 m	Vind- hastighed i top af skorsten formel (5)	$Q(x)$ , formel (4)	Årlig våd- deposition, formel (3)	Total deposition
(grader)	(grader)	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )		(Relativ nedbørs- mængde)	(m/s)	(m/s)			
10	190	$C_{10}$	$Tdep_{10}$	0.36	4.27	$U_{10}$	$Q(x)_{10}$	$Vdep_{10}$	$Tdep_{10}+Vdep_{10}$
20	200	$C_{20}$	$Tdep_{10}$	0.32	4.96	$U_{20}$	$Q(x)_{20}$	$Vdep_{20}$	$Tdep_{20}+Vdep_{20}$
30	210	.	.	0.42	5.07	.	.	.	.
40	220	.	.	0.55	4.75	.	.	.	.
50	230	.	.	0.57	4.80	.	.	.	.
60	240			0.54	5.44				
70	250			0.59	5.59				
80	260			0.74	4.90				
90	270			0.89	4.59				
100	280			1.01	4.62				
110	290			1.18	5.04				
120	300			1.28	5.65				
130	310			1.37	6.15				
140	320			1.49	6.23				
150	330			1.39	5.57				
160	340			1.28	5.26				
170	350			1.42	5.66				
180	360			1.62	5.88				
190	10			1.85	6.16				
200	20			2.13	6.56				
210	30			2.40	7.07				
220	40			2.37	7.05				
230	50			1.92	6.56				
240	60			1.44	6.15				
250	70			1.12	5.56				
260	80			0.90	5.19				
270	90			0.82	5.81				
280	100			0.78	6.61				
290	110			0.67	7.18				
300	120			0.51	6.91				
310	130			0.34	5.33				
320	140			0.29	4.26				
330	150			0.34	4.89				
340	160			0.34	5.49				
350	170			0.35	4.97				
360	180	$C_{360}$	$Tdep_{360}$	0.40	4.22	$U_{360}$	$Q(x)_{360}$	$Vdep_{360}$	$Tdep_{360}+Vdep_{360}$

## 7. Baggrundsdeposition

I relation til vurdering af virkninger fra en kilde kan det være nødvendigt at sætte depositionen i forhold til den generelle deposition i området, den såkaldte baggrundsdeposition. Baggrundsovervågningsprogrammet NOVANA måler og beskriver den årlige deposition for en række stoffer. Data offentliggøres årligt i DCE-rapporter fx Atmosfærisk deposition 2012 (Ellermann et al., 2013).

*Krom, nikkel, kobber, zink, arsen, cadmium, bly og jern*

Der findes relativt få målinger af baggrundsdepositionen i Danmark. For tungmetallerne krom, nikkel, kobber, zink, arsen, cadmium, bly og jern måles våddepositionen på 4-5 nedbørsopsamlere fordelt i Danmark, mens tørdepositionen estimeres ved måling af luftkoncentrationer på to stationer og efterfølgende beregning med brug af tørdepositions-hastigheder (Ellermann et al., 2013). Tørdepositionen vurderes at udgøre ca. 10 % af totalen. Totaldepositionen for de enkelte metaller rapporteres som gennemsnit for Danmark. Der har i Danmark gennem årene været et fald i depositionen, som dog de seneste år er blevet mere konstant. I Tabel 7.1 er vist den gennemsnitlige totaldeposition for de seneste 9 år fra 2004 til 2012 estimeret i NOVANA. Da størstedelen af depositionen er knyttet til nedbøren er det sandsynligt, at der er en systematisk geografisk variation i depositionen i Danmark.

Tabel 7.1 Årlig baggrundsdeposition (mg/m<sup>2</sup>)  
bestemt som gennemsnit for Danmark i årene 2004 til 2012  
for tungmetaller målt i NOVANA.

Stof	Deposition
Krom, Cr	0.14
Nikkel, Ni	0.26
Kobber, Cu	0.79
Zink, Zn	6.2
Arsen, As	0.10
Cadmium, Cd	0.033
Bly, Pb	0.84
Jern, Fe	39

*Kviksølv*

Der foretages ikke målinger af kviksølv, Hg, i Danmark. Hg findes i baggrundsluften hovedsageligt som gasserne Hg<sup>0</sup> og Hg(II) (vandopløselig) samt på partikelform Hg(p). De typiske omtrentlige transportafstande på henholdsvis 10.000 km, 30-300 km og 10 km (Schroeder et al., 1998).

Målinger fra Sydsverige viser at den årlige våddeposition af Hg i de senere år er på 5-10 µg/m<sup>2</sup> (Wängberg et al., 2010; Munther et al., 2001). I skovområder kan tørdepositionen være af samme størrelse eller større end våddepositionen (Schroeder et al., 1998).

### *Vanadium*

Der foretages ikke målinger af vanadium, V, i Danmark. På baggrund af analyser på V-indholdet i mos er den årlige deposition af vanadium beregnet på mange forskellige lokaliteter i Danmark i 1995 (Berg et al. 2003). På den baggrund er det vurderet, at den årlige baggrundsdeposition er på mellem 200 og 800 µg/m<sup>2</sup>. I Skotland, som ligger længere væk fra antropogene kilder i Europa, er våddepositionen i 2004 målt til 200-250 µg/m<sup>2</sup> (Cloy et al., 2011).

### *Kvælstof og svovl*

I NOVANA måles årlige depositioner af kvælstof og svovl på 4 stationer i Danmark. Som for tungmetallerne er våddepositionen målt, mens tørdepositionen er beregnet via målte luftkoncentrationer.

For nogle lokaliteter findes målinger af en række stoffer, som kan hentes her: [http://www2.dmu.dk/1\\_Viden/2\\_miljoe-tilstand/3\\_luft/4\\_maalinger/5\\_database/hentdata.asp](http://www2.dmu.dk/1_Viden/2_miljoe-tilstand/3_luft/4_maalinger/5_database/hentdata.asp)

Dertil findes forholdsvis detaljerede oplysninger om den geografiske fordeling af depositionen baseret på modelberegninger. Institut for Miljøvidenskab, AU har en hjemmeside, hvor depositionen på kommuneniveau er beregnet for en række år, pt. år 2006 til 2009. Da depositionen kan varierer mellem årene, vil det være rimeligt at anvende et gennemsnit for flere år. Linket er:

<http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/model/deposition/danmark/>

På Danmarks Miljøportal vil der i løbet af 2014 kunne findes kort med depositioner på 6 km x 6 km for det seneste rapporterede NOVANA år. Tidligere år vil derefter ikke være tilgængelige. Data vil således ikke kunne anvendes til at danne middelværdier over flere år.

## 8. Referencer

AMAP/UNEP 2008. Technical Background Report to the Global Atmospheric Mercury Assessment, Arctic Monitoring and Assessment Programme / UNEP Chemicals Branch, 159pp.

Berg, T., Hjelmbrekke, A., Ruhling, Å., Steinnes, E., Kubin, E., Larsen, M.M., Piispanen, J., 2003. Absolute deposition maps of heavy metals for the Nordic countries based on moss surveys. Tema-Nord 2003:505. Nordic Council of Ministers, Copenhagen 2003. ISBN 92-893-0864-8 ISSN 0908-6692.

California EPA, 2008. Technical Memorandum 2: North San Francisco Bay Selenium Data. Prepared by Tetra Tech., 3746 Mt. Diablo Blvd., Suite 300, Lafayette, CA 94549. Available at California Environmental Protection Agency home page:

[http://www.waterboards.ca.gov/sanfranciscobay/water\\_issues/programs/TMDLs/northsfbayselenium/TMDL\\_TM2\\_July2008.pdf](http://www.waterboards.ca.gov/sanfranciscobay/water_issues/programs/TMDLs/northsfbayselenium/TMDL_TM2_July2008.pdf)

Cloy, J.M., Farmer, J.G., Graham, M.C. and MacKenzie, A.B., 2011. Scottish peat bog records of atmospheric vanadium deposition over the past 150 years: comparison with other records and emission trends, J. Environ. Monit., 2011, 13, 58

Ellermann, T., Andersen, H. V., Bossi, R., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Grundahl, L. & Geels, C. 2013: Atmosfærisk deposition 2012. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 85s. -Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 73. <http://dce2.au.dk/pub/SR73.pdf>.

EMEP 2003. Transboundary Acidification, Eutrophication and Ground Level Ozone in Europe, Part I, Unified EMEP Model Description, EMEP Status Report 2003, ISSN 0806-4520.

Fowler et al., 2003, Measuring Aerosol and Heavy Metal Deposition on urban Woodland and Grass using Inventories og PB and Metal concentrations in soil. Water, Air, and Soil Pollution: Focus 4, 483-499.

Haygarth, P.M., Fowler, D., Stürup, S., Davison, B.M. and Kevin, K.C., 1994. Determination of gaseous and particulate selenium over a rural grassland in the UK. Atm. Env., 28 (22). pp. 3655-3663.

Hertel, O., Ambelas Skjøth, C., Løfstrøm, P., Geels, C., Frohn, L.M., Ellermann, T. & Madsen, P.V., 2006: Modelling Nitrogen Deposition on a Local Scale – A Review of the Current State of the Art. - Environmental Chemistry 3(5): 317-337. Available at: <http://www.publish.csiro.au/nid/188/paper/EN06038.htm>

Hesterberg, R., Blatter, A., Fahrin, M., Rosset, M., Neftel, A., Eugster, W., Wanner, H., 1996. Deposition of nitrogen-containing compounds to an extensively managed grassland in central switzerland. Env. Poll., 91, pp. 21-34.



Løfstrøm, P. og Olesen, H.R. 2008, OML-spredningsberegninger på basis af 10 års meteorologi i relation til Luftvejledningen, Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Faglig rapport fra DMU nr. 697. Available at: <http://www2.dmu.dk/Pub/FR697.pdf>

MST, Havforskning fra Miljøstyrelsen, 35, 1994, Processer for tørdeposition(elektronisk:  
<http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/1994/87-7810-146-8/pdf/87-7810-146-8.pdf>

Munthe J., Kindbom K., Kruger O., Petersen G., Pacyna J., Iverfeldt A., 2001. Examining source - receptor relationships for mercury in Scandinavia - modelled and empirical evidence. Water, Air, and Soil Pollution Focus 1, 299-310.

Petersen, G., Iverfeldt, Å. & Munthe, J., 1995: Atmospheric Mercury Species over central and northern Europe. Model Calculations and Comparison with Observations from the Nordic air and Precipitation Network for 1987 and 1988. Atmospheric Environment, vol. 29, pp. 47-67.

Pilegaard, K., Hummelshøj, P., Jensen, N.O., 1998. Fluxes of ozone and nitrogendioxide measured by eddy correlation over a harvested wheat field. Atm. Env., 32, pp. 1167-1122.

Scire, J.S, Strimaitis, D.G., Yamartino, R.J., 2000. A User's Guide for the CALPUFF Dispersion Model. Earth Tech Inc.. Available at: [http://www.search.src.com/calpuff/download/CALPUFF\\_UsersGuide.pdf](http://www.search.src.com/calpuff/download/CALPUFF_UsersGuide.pdf)

Schroeder, W. & Munthe J. 1998. Atmospheric mercury - an overview. Atmos. Environ. 32, 809-822

Seinfeld, John H. & Pandis, Spyros N., 2006. Atmospheric Chemistry and Physics - From Air Pollution to Climate Change, 2. Edition, Dohn Wiley and Sons, Inc., Hoboken, New Jersey.

US EPA, 1995. User's Guide For The Industrial Source Complex (ISC3) Dispersion Models, Volume II - Description of Model Algorithms, U.S. Environmental Protection Agency, EPA-454/B-95-003b.

US EPA, 1997. Mercury study report to congress, Volume III: Fate and transport of mercury in the environment. U.S. Environmental Protection Agency, EPA-452/R-97-005.

Wängberg, I., Pfaffhuber, K.A., Berg, T., Hakola, H., Kyllönen, K., Munthe, J., Porvari, P., Verta, M., 2010. Atmospheric and catchment mercury concentrations and fluxes in Fennoscandia, IVL Report, IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd, Sweden.

Van Jaarsveld, J.A. & de Leeuw, F.A.A.M, 1993. OPS. An operational atmospheric transport model for priority substances. Env. Softw., 8,pp. 91-100.

Watt, S.A., Wagner-Riddle, C., Edwards, G., Vet, R.J., 2004. Evaluating a flux-gradient approach for flux and deposition velocity of nitrogen dioxide over short-grass surfaces. *Atm. Env.* 38, pp. 2619-2626.

Zhang, L., Wright, L.P. & Blanchard, P. 2009. A review of current knowledge concerning dry deposition of atmospheric mercury, *Atm. Env.* 43, 58853-5864.

# Bilag 1. Deposition

## Tørdepositions hastigheder

Generelt vil depositions hastigheden være mindst over områder med lav ruhed (vand) og størst over områder med stor ruhed (skov), fordi den atmosfæriske turbulens øges med ruheden, og dermed øges atmosfærens vertikale transportevne. Herunder er angivet baggrund og referencer for de angivne tørdepositions hastigheder i Tabel 2.1 i Kapitel 2. Bemærk at hastighederne er årlige gennemsnit for hastigheder, som varierer med meteorologiske forhold og tilstand af eventuel vegetation. Generelt er hastighederne behæftet med nogen eller en del usikkerhed og er i nogle tilfælde vurderet lidt konservativt (til den høje side).

I rapport fra Miljøstyrelsen (MST, 1994) er depositions hastigheder for en række stoffer vurderet og angivet for vand og landområder (blanding af mark og skov, hovedsageligt græs) for en typisk vindhastighed på 5 m/s i højden 10 m. For **kvælstofdioxid** ( $\text{NO}_2$ ) angives hastigheden til  $0,22 \cdot 10^{-3}$  og 0,6 cm/s for vand- respektive landområder/græs. For skov vurderer DCE, at hastigheden er det dobbelte af hastigheden for græs, dvs. 1,2 cm/s. Hastigheden til græs er noget til den høje side, idet flere målinger for græs og høstede marker viser største værdier omkring 0,3 cm/s (Pilegaard et al., 1998; Watt et al., 2004; Hesterberg et al., 1996). For **kvælstofoxid** ( $\text{NO}$ ) er depositions hastigheden til vand og græs angivet til  $0,04 \cdot 10^{-3}$  henholdsvis 0,1 cm/s. DCE vurderer hastigheden til skov til 0,2 cm/s. De lave hastigheder til vand skyldes den ringe vandopløselighed af  $\text{NO}$  og  $\text{NO}_2$ .

For **svovldioxid** ( $\text{SO}_2$ ) er depositions hastigheden til vand og landområder (hovedsageligt græs) 0,7 cm/s henholdsvis 1,1 cm/s (MST, 1994). DCE vurderer hastigheden til skov til 2,1 cm/s.

For **ammoniak** ( $\text{NH}_3$ ) angiver MST (1994) tørdepositions hastigheder på 0,76 og 2,2 cm/s for vand respektive landområder. DCE vurderer ud fra erfaringer for beregninger i NOVANA, at hastigheder til græs og skov er 1,5 respektive 3,0 cm/s.

**Kviksølv** ( $\text{Hg}$ ) kan som gas optræde som **Hg(0)** eller **Hg(II)**, hvor sidst nævnte er vandopløselig og på partikelform  $\text{Hg(p)}$ .  $\text{Hg(0)}$  kan omdannes til  $\text{Hg(II)}$ , som har en betydeligt større depositions hastighed, men det sker meget langsomt over dage, idet typiske transportafstande for  $\text{Hg(0)}$  og  $\text{Hg(II)}$  er på henholdsvis 10.000 km og 30-300 km (Schroeder et al., 1998). Omdannelsen har derfor ingen betydning i VVM-sammenhæng.

Den øvre grænse for tørdepositions hastigheden af  $\text{Hg(0)}$  til vand, græs og skov er 0,01, 0,1 respektive 0,2 cm/s (Zhang et al., 2009). Zhang et al. angiver for  $\text{Hg(II)}$  de tilsvarende hastigheder til 1,0, 1,5 og 3,5 cm/s. På grund af det relativt høje damptryk og lave vandopløselighed emitterer meget af den deponerede  $\text{Hg(0)}$  igen (Zhang et al., 2009).

**Selen** emitteres i gas form fra forbrænding af fossile brændsler som elementær Se eller som  $\text{SeO}_2$ . Se hæfter sig hurtigt på fine partikler  $< 1 \mu\text{m}$  (Haygarth et al., 1994). Depositionen er hovedsageligt knyttet til fine

partikler og gasform (California EPA, 2008). Der er i litteraturen anvendt forskellige depositionshastigheder, som er knyttet til både gas og fine partikler: til græs 0,1 cm/s (Haygarth et al., 1994), mens California EPA (2008) angiver værdierne 0,1-0,26 cm/s. DCE vurderer depositionshastigheder til vand, græs og skov til henholdsvis 0,1, 0,26 og 0,52 cm/s.

For **partikler** afhænger hastigheden af partikelstørrelsen, hvor de største partikler har den største depositionshastighed. Hvis der er tale om fx partikler med en jævn størrelsesfordeling mellem 1 µm og 10 µm og ens procentuelt indhold af et stof, så vil depositionshastigheden for 10 µm partikler vægte 1000 gange mere end 1 µm partikler, idet volumenet netop er 1000 gange større.

I MST (1994) er mange referencer til målinger og teoretiske bestemmelser af depositionshastigheder for partikler. For en typisk vindhastighed over landområder angives depositionshastigheden for 10 µm partikler til 2 cm/s faldende til 0,7 cm/s for 2 µm partikler og for mindre partikler til 0,05 – 0,7 cm/s (MST, 1994; Figur 8.4). Ved typiske vindhastigheder på 5-10 m/s over vandoverflader angives depositionshastighederne for partikler på 10 µm, 2 µm og mindre end 2 µm til henholdsvis 2 cm/s, 0,2 cm/s og 0,005-0,2 cm/s (MST, 1994; Figur 8.8). Da friktionshastigheden over skov er større end over græs, vurderer DCE ud fra Figur 8.8 i MST (1994), at hastigheder til skov er det dobbelte af hastigheden til græs.

## Våddeposition

Under nedbørsepisoder kan der foregå våddeposition af stof fra en røgfanen, idet nedbøren kan udvaske gasser og partikler. Røgfanen kan i princippet befinde sig under skyerne eller inden i skyer. I nærområdet vil røgfanen oftest befinde sig under skyerne, og det antages i det følgende, at røgfanen altid befinder sig under skyerne og udvaskningen foregår der ("Below-cloud scavenging").

For partikler og nogle gasser er våddepositionen meget effektiv. Estimeringen af våddepositionen er baseret på samme metode, som anbefales af den amerikanske miljøstyrelse i deres model ISC-AERMOD (US EPA, 1995) and CALPUFF (Scire et al., 2000). Fluksen,  $F$ , af udvasket stof er lig den våddeponerede stofmængde pr. sekund ( $\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ).  $F$  beregnes som produktet af en udvaskningskoefficient,  $\Lambda$  ( $\text{s}^{-1}$ ), og koncentrationen,  $c(x,y,z)$  ( $\text{g m}^{-3}$ ), integreret vertikalt over røgfanen:

$$F(x, y) = \int \Lambda c(x, y, z) dz$$

På tværs af røgfanen i en given afstand,  $x$  (m), skal den totale fluks (deposition) pr. sekund, (g/s) til overfladen svare til raten i tabet af stofmasse,  $q(x)$  (g/s), i røgfanen, således at:

$$\frac{dq(t)}{dt} = u \frac{dq(x)}{dx} = - \int_{-\infty}^{\infty} F(x, y) dy = -\Lambda q(x) \quad (1)$$

hvor det antages, at  $\Lambda$  er konstant, således at integralet over hele røgfanen svarer til den tilbageværende masse,  $q(x)$ . Løsning af ligningen beskriver ændringen af indholdet af stofmasse i røgfanen i en given afstand eller et tidspunkt,  $t$ :

$$q(x) = q_0 \exp(-\Lambda x/u) = q_0 \exp(-\Lambda t) \quad (2)$$

hvor  $t = x/u$  er transporttiden i sekunder,  $u$  er vindhastigheden i m/s og  $q_0$  er emissionsraten af stof (g/s) fra udslippet/skorstenen. I udledningen er der set bort fra at  $\Lambda$  i princippet afhænger af nedbørsintensiteten (mm/time), typen af nedbør og størrelsen af dråberne/snekornene samt enten gassens egenskaber eller størrelsen af partiklerne.

Formel (1) kan omskrives til at beskrive våddeposition pr. m ( $\text{g m}^{-1} \text{s}^{-1}$ ) i en given afstand:

$$dq(x)/dx = \Lambda(R) q(x) / u(z) \quad (3)$$

Hvis nedbøren er jævnt cirkulært fordelt, giver det anledning til en middel våddeposition,  $wdep(x)$  ( $\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ), i en cirkelskive med arealet  $2 \pi x * 1 \text{ m}$  på:

$$wdep(x) = \Lambda(R) q(x) / (u(z) 2 \pi x) \quad (4)$$

Formlerne (1) til (4) er udledt for emissionsrater (g/s) og depositionsrate ( $\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ). For stationære forhold kan formlerne integreres over et år, hvorved  $q_0$  erstattes med  $Q_0$ , som er den årlige emitterede stofmængde (g),  $q(x)$  erstattes med  $Q(x)$ , som er stofmængden (g) i røgfanen i en given afstand og  $wdep(x)$  erstattes med  $Wdep(x)$ , som er den årlige våddeposition ( $\text{g m}^{-2}$ ). I det følgende anvendes disse definitioner og enheder.

Hvis det antages, at den udsendte årlige stofmængde,  $Q_0$ , er jævnt fordelt gennem året, at nedbørsintensiteten (under nedbør) er konstant på 1 mm/time og at vindhastigheden under nedbør er konstant, vil den årlige våddepositionen være proportional med den årlige nedbørsmængde,  $MM$ . Dette vil svare til, at der forekommer nedbør i  $MM/R$  timer af året. Den årlige våddeposition bliver:

$$Wdep(x) = \Lambda(R) Q(x) / (u(z) 2 \pi x) \cdot MM/R \cdot 8760^{-1} \quad (5)$$

hvor 8760 er antal timer i året.

Kendes den relative nedbørsmængde,  $RelMM(Dir)$ , som funktion af vindretningen,  $Dir$  (10 graders sektorer) i forhold til jævn fordeling af  $MM$ , og middelvindhastigheden under nedbør,  $u(z, Dir)$ , kan den årlige våddeposition i en given retningssektor og afstand beregnes ved:

$$Wdep(x, Dir) = \Lambda(R) Q(x) / (u(z, Dir) 2 \pi x) \cdot MM/R \cdot 8760^{-1} \cdot RelMM(Dir) \quad (6)$$

hvor  $Q(x)$  beregnes ved:

$$Q(x) = Q_0 \exp(-\Lambda(R) x / (u(z, Dir))) \quad (7)$$

I Tabel B3.1 i Bilag 3 er vist målte værdier for  $RelMM(Dir)$  og for  $u(z, Dir)$  for  $z$  lig med 10 m. I tabellen er også vist  $u(z, Dir)$  for udvalgte  $z$ -værdier.

## Udvaskningskoefficienter

Her følger en dokumentation for baggrunden for valgte værdier for udvaskningskoefficienter,  $\Lambda$ , angivet i Tabel 2.2. I metoden for estimering af våddepositionen antages, at der kan anvendes en gennemsnitlig nedbørsintensitet på 1 mm/time, hvilket er en rimelig antagelse (Bilag 3). Derfor er alle  $\Lambda$ -værdier herunder angivet for nedbørsintensitet på 1 mm/time. Endvidere er værdierne konservativt angivet, idet det er antaget at nedbør optræder i form af regn; sne har en mindre effektiv udvaskning. Generelt er udvaskningskoefficienterne behæftet med en del usikkerhed og er i nogle tilfælde i tabellen vurderet konservativt (til den høje side).

Da **nitrogenoxider** er meget lidt vandopløselige, kan der ses bort fra våddepositionen af nitrogenoxider i nærområdet (Hertel et al., 2006; Scire et al, 2000).

For **partikler** angiver Figur 2.1 Kapitel 2 (US EPA, 1995) størrelsen af udvaskningskoefficienten,  $\Lambda$ , som funktion af partikeldiameteren. Den største udvaskning sker for 10  $\mu\text{m}$  partikler, og værdien af  $\Lambda$  er her  $6,6 \cdot 10^{-4} \text{ s}^{-1}$ . Værdien ligger imellem tilsvarende værdier for dråbediametre på 0,2 og 2 mm angivet i Seinfeld et al. (2006). Den mindste  $\Lambda$  er for partikler på ca. 1  $\mu\text{m}$  med værdien  $0,5 \cdot 10^{-4} \text{ s}^{-1}$ .

**HNO<sub>3</sub>** er let opløselig i vand og har en høj udvaskning. Litteraturen angiver forskellige  $\Lambda$ -værdier ( $\text{s}^{-1}$ ) for nedbør på 1 mm/h:  $1,4 \cdot 10^{-4}$  (EMEP, 2003),  $1,1 \cdot 10^{-4}$  (Seinfeld et al., 2006) og  $0,6 \cdot 10^{-4}$  (Scire et al, 2000).

**NH<sub>3</sub>** har samme lette vandopløselighed som **HNO<sub>3</sub>** og har dermed samme udvaskningskoefficient (Petersen et al., 1995). The European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP, 2003) angiver  $\Lambda$ -værdi for **NH<sub>3</sub>** til  $1,4 \cdot 10^{-4} \text{ s}^{-1}$ .

**Hg(II)** er let opløselig i vand og har en høj udvaskning. Flere anfører at **Hg(II)** har samme lette vandopløselighed som **HNO<sub>3</sub>** og dermed samme udvaskningskoefficient (Zhang et al., 2009; Petersen et al., 1995; US EPA, 1997). Van Jaarsveld et al. (1993) angiver værdien  $0,3 \cdot 10^{-4} \text{ s}^{-1}$ . Dog anvendes her EMEP's  $\Lambda$ -værdi for **HNO<sub>3</sub>**, dvs.  $1,4 \cdot 10^{-4} \text{ s}^{-1}$ .

Gassen **Hg(0)** har ringe vandopløselighed og udvaskes ikke under nedbør (AMAP/UNEP 2008; Petersen et al., 1995; US EPA, 1997), hvilket giver  $\Lambda$ -værdi på 0.

**Se(gas)** er af Van Jaarsveld et al. (1993) angivet til at have samme  $\Lambda$ -værdi som **Hg(gas)**. Her er dog inddraget effekten af både "below-cloud" og "in-cloud" udvaskning. Værdien er  $0,3 \cdot 10^{-4} \text{ s}^{-1}$ .

EMEP (2003) angiver  $\Lambda$ -værdi for **SO<sub>2</sub>** til  $0,42 \cdot 10^{-4} \text{ s}^{-1}$  og Scire et al. (2000) til  $0,3 \cdot 10^{-4} \text{ s}^{-1}$ .

## Bilag 2. Forholdet mellem NO og NO<sub>2</sub>

I en røgfane indeholdende NO og NO<sub>2</sub> (NO<sub>x</sub>) vil en del af røggassens NO omdannes til NO<sub>2</sub> via baggrundsluftens ozonindhold. Samtidig vil der i dagtimerne ske en nedbrydning af NO<sub>2</sub> til NO via indflydelse fra solens UV-stråling. Den kemiske ligevægt mellem NO, NO<sub>2</sub> og O<sub>3</sub> (ozon) afhænger af blandingsforholdet mellem røgfanen og baggrundsluften, eventuel UV-stråling samt transporttid.

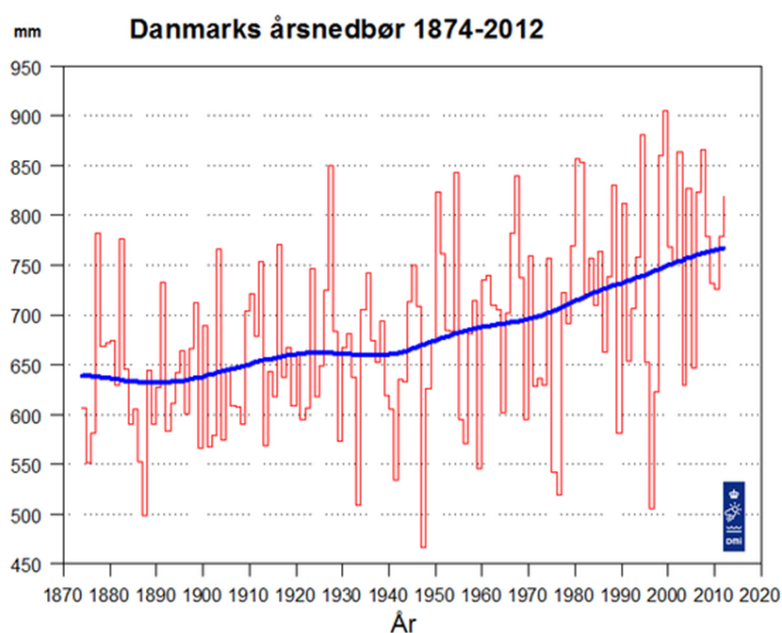
Til beregningseksemplerne med OML-Multi i Figur 4.1-4.3 i Kapitel 4 er anvendt en specielt konstrueret tidsserie med baggrundsdata for NO, NO<sub>2</sub> og O<sub>3</sub> samt UV-stråling for år 2003. Det vurderes, at året er repræsentativt i forhold til middelværdier for omdannelsen af NO til NO<sub>2</sub>. Data er sammensat af målinger af NO og NO<sub>2</sub> fra Ishøj, København, O<sub>3</sub>-måling fra Lille Valby, Roskilde og UV-stråling målt ved H. C. Ørstedes Institut, København. De sammensatte data for NO, NO<sub>2</sub> og O<sub>3</sub> er bragt i ligevægt under den givne UV-stråling via beregninger uden emissioner og danner de egentlige baggrundsdata for de kemiske beregninger med OML-Multi i figurerne.

NO<sub>2</sub>-NO<sub>x</sub>-forholdet er bestemt for receptorpunkter for forskellige afstande og er beregnet som gennemsnit for året ud fra en tidsserie med timelige koncentrationer af NO<sub>x</sub> og NO<sub>2</sub> i receptorpunkterne.

Bemærk, at hvis man med OML beregner NO<sub>x</sub>-koncentrationer skal NO og dermed også NO<sub>x</sub> regnes i NO<sub>2</sub>-enheder, hvilket vil sige, at 1 gram NO omregnes til  $(14+2 \cdot 16)/(14+16) = 1,53$  gram NO i NO<sub>2</sub>-enheder. Ved senere beregning af kvælstofdepositionen omregnes NO<sub>x</sub> til N-enheder, hvilket vil sige, at 1 gram NO<sub>x</sub> (NO<sub>2</sub>-enheder) bliver til  $14/(14+2 \cdot 16) = 0,304$  gram N.

## Bilag 3. Nedbørsanalyse

I Figur B3.1 er vist en tidsserie for landsgennemsnittet af den årlige nedbørsmængde i årene 1874 til 2012. De enkelte års nedbør er vist sammen med en udglattet kurve. Det ses, at nedbørsmængden er stigende gennem årene. Hvis DMI's officielle klimaperiode 1961-1990 på den udglattede kurve forskydes til 1980-2010, vil klimaperiodens gennemsnit øges med ca. 30 mm.



Figur B3.1. Danmarks årsnedbør siden 1874. Værdierne er beregnet landsgennemsnit på basis af et antal udvalgte stationer. Den fede kurve er 9 års Gaussfilterede værdier. (DMI's tekniske rapportserie)

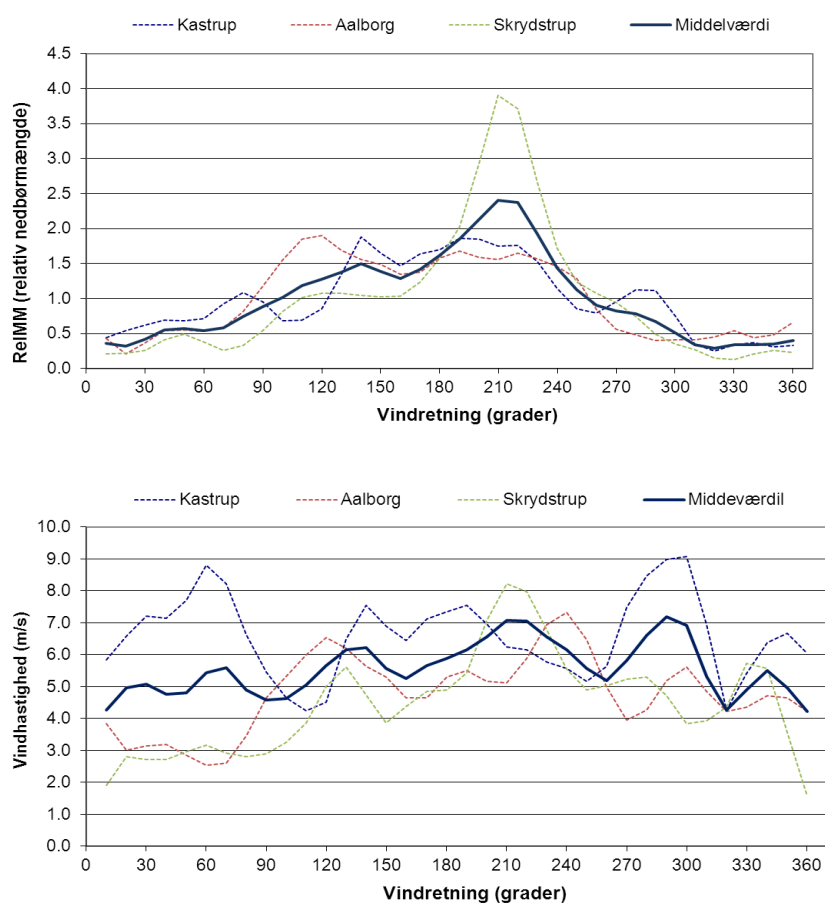
Der er udført en analyse af den relative nedbørsmængde,  $RelMM(Dir)$ , og vindhastigheden under nedbør,  $u(10,Dir)$ , hvor vindretninger,  $Dir$ , er opgjort på 10 graders sektorer. Til analysen af nedbør er anvendt nedbørsdata fra Spildevandskomitéens målere: Hvidovre pumpestation (nr. 30319) nær Kastrup, Ålborg Østreport Pumpestation (nr. 20304) og Haderslev Renseanlæg (nr. 26091) nær Skrydstrup i årene 2008 og 2009. Målingerne har en høj tidslig opløsning og er bearbejdet til at foreligge som timemiddelværdier inden analysen. Sammen med nedbørsmålingerne er anvendt timelige vinddata fra tre nærliggende lokaliteter. Der er vindretning og -hastighed fra Kastrup, Aalborg respektive Skrydstrup lufthavne målt 10 m over jorden.

Af Figur B3.1 ses, at for de anvendte år 2008 og 2009 ligger landsgennemsnittet for nedbørsmængden i 2008 lidt over normalen og 2009 lidt under. Årlig nedbørsmængde ved Kastrup, Aalborg og Skrydstrup var i gennemsnit 607, 710 respektive 764 mm med gennemsnit for intensitet på 0,99, 0,94 resp. 0,93 mm/time. På denne baggrund og for at simplificere estimeringen af våddeposition anbefales det at anvende en gennemsnitlig nedbørsintensitet,  $R$ , på 1 mm/time.



Den gennemsnitlige vindhastighed under nedbør er beregnet ved at vægte vindhastigheden for en aktuel time med den tilhørende nedbørsmængde. Nedbørsmængde og vindhastighed som funktion af vindretningen er bestemt for hvert år og for hver lokalitet. Disse "rå" analyser viste stor variation på størrelsen af både nedbør og vindhastighed i forskellige retninger og mellem årene på de enkelte lokaliteter, hvilket skyldes naturlige variationer. Derfor er analyserne for hver lokalitet blevet samlet for to år og er vist i Figur B3.2. På grund af at der også optræder naturlige variationer i de observerede timelige vindretninger, er der foretaget en udglatning af kurverne med det der svarer til en glidende normalfordeling med en spredning på  $7\frac{1}{2}$  grader.

Der fremgår af figuren, at der er stor forskel mellem lokaliteterne, både hvad angår nedbør og vindhastighed. Denne variation mellem lokaliteterne eller landsdelene skyldes højst sandsynligt naturlige variationer og kan ikke på det nuværende relativ korte tidsserie forklares som sikre klimatologiske forskelle. I forbindelse med metoden for estimering af våddosition anvendes derfor en retningsfordeling af nedbørsmængden og vindhastigheden beregnet som middelværdier for alle lokaliteter og år. Kurven for middelværdierne også ses i figuren. De tilhørende talværdier er vist i Tabel B3.1. I tabellen er der for hver vindretning også angivet retningen væk fra kilden svarende til de eksponerede retninger.



Figur B3.2. Den relative nedbørsmængde, *RelMM*, og middelvindhastigheden under nedbør som funktion af vindretningen for Kastrup, Aalborg og Skrydstrup midlet over årene 2008 og 2009. *RelMM* er den relative nedbørsmængde i forhold til jævn fordeling over alle vindretninger. Middelværdierne for alle tre lokaliteter er også vist.

Tabel B3.1. Målt relativ nedbørsmængde,  $RelMM(Dir)$ , og målt middelvindhastighed (m/s) i højden 10 m under nedbør,  $u(10,Dir)$ , som funktion af vindretning,  $Dir$ .  $RelMM(Dir)$ , er nedbørsmængden i forhold til jævn fordeling over alle vindretninger. Målte værdier er udglattede gennemsnit for Kastrup, Aalborg og Skrydstrup i årene 2008 og 2009. Middelvindhastigheden er vægtet med mængden af nedbør. Til hver vindretning er angivet retningen væk fra en kilde, hvor eksponeringen optræder. Beregnede middelvindhastigheder,  $u(z,Dir)$ , i højden,  $z$ .

<b>Dir</b> Vind- retning (grader)	<b>Ekspo- nering (grader)</b>	<b><math>RelMM(Dir)</math>  (Relativ nedbør- mængde)</b>	<b><math>u(z,Dir)</math>, vindhastighed (m/s) i højde, <math>z</math> (m)</b>									
			<b><math>U(10,Dir)</math> 10</b>	<b>20</b>	<b>30</b>	<b>40</b>	<b>50</b>	<b>60</b>	<b>70</b>	<b>80</b>	<b>90</b>	<b>100</b>
10	190	0.36	4.27	4.92	5.29	5.56	5.77	5.94	6.08	6.20	6.31	6.41
20	200	0.32	4.96	5.70	6.14	6.45	6.69	6.89	7.05	7.20	7.32	7.44
30	210	0.42	5.07	5.83	6.28	6.60	6.84	7.04	7.21	7.36	7.49	7.60
40	220	0.55	4.75	5.47	5.89	6.18	6.41	6.60	6.76	6.90	7.02	7.13
50	230	0.57	4.80	5.53	5.95	6.25	6.48	6.67	6.83	6.97	7.09	7.20
60	240	0.54	5.44	6.26	6.74	7.08	7.34	7.55	7.74	7.89	8.03	8.16
70	250	0.59	5.59	6.44	6.93	7.28	7.55	7.77	7.96	8.12	8.26	8.39
80	260	0.74	4.90	5.63	6.06	6.37	6.61	6.80	6.97	7.11	7.23	7.34
90	270	0.89	4.59	5.28	5.68	5.97	6.19	6.37	6.52	6.66	6.78	6.88
100	280	1.01	4.62	5.31	5.72	6.00	6.23	6.41	6.57	6.70	6.82	6.92
110	290	1.18	5.04	5.80	6.25	6.56	6.81	7.01	7.18	7.32	7.45	7.57
120	300	1.28	5.65	6.50	7.00	7.35	7.63	7.85	8.04	8.20	8.35	8.48
130	310	1.37	6.15	7.07	7.61	8.00	8.29	8.54	8.74	8.92	9.08	9.22
140	320	1.49	6.23	7.17	7.72	8.11	8.41	8.66	8.86	9.04	9.20	9.35
150	330	1.39	5.57	6.41	6.90	7.25	7.52	7.74	7.93	8.09	8.23	8.36
160	340	1.28	5.26	6.05	6.52	6.85	7.10	7.31	7.49	7.64	7.77	7.89
170	350	1.42	5.66	6.52	7.02	7.37	7.64	7.87	8.06	8.22	8.37	8.50
180	360	1.62	5.88	6.77	7.29	7.66	7.94	8.17	8.37	8.54	8.69	8.83
190	10	1.85	6.16	7.09	7.63	8.01	8.31	8.56	8.76	8.94	9.10	9.24
200	20	2.13	6.56	7.55	8.13	8.54	8.86	9.12	9.33	9.53	9.69	9.84
210	30	2.40	7.07	8.14	8.76	9.20	9.55	9.83	10.06	10.27	10.45	10.61
220	40	2.37	7.05	8.11	8.73	9.17	9.51	9.79	10.02	10.23	10.41	10.57
230	50	1.92	6.56	7.54	8.12	8.53	8.85	9.11	9.33	9.52	9.68	9.83
240	60	1.44	6.15	7.07	7.61	8.00	8.30	8.54	8.75	8.92	9.08	9.22
250	70	1.12	5.56	6.40	6.89	7.23	7.50	7.72	7.91	8.07	8.21	8.34
260	80	0.90	5.19	5.97	6.43	6.76	7.01	7.21	7.39	7.54	7.67	7.79
270	90	0.82	5.81	6.69	7.20	7.56	7.84	8.07	8.27	8.44	8.58	8.72
280	100	0.78	6.61	7.60	8.18	8.59	8.91	9.18	9.40	9.59	9.76	9.91
290	110	0.67	7.18	8.26	8.89	9.34	9.69	9.97	10.21	10.42	10.60	10.77
300	120	0.51	6.91	7.95	8.56	8.99	9.33	9.60	9.83	10.03	10.21	10.37
310	130	0.34	5.33	6.13	6.60	6.93	7.19	7.40	7.58	7.74	7.87	7.99
320	140	0.29	4.26	4.90	5.28	5.54	5.75	5.92	6.06	6.18	6.29	6.39
330	150	0.34	4.89	5.62	6.05	6.36	6.59	6.79	6.95	7.09	7.22	7.33
340	160	0.34	5.49	6.32	6.80	7.15	7.41	7.63	7.81	7.97	8.11	8.24
350	170	0.35	4.97	5.72	6.15	6.46	6.71	6.90	7.07	7.21	7.34	7.45
360	180	0.40	4.22	4.85	5.22	5.49	5.69	5.86	6.00	6.12	6.23	6.33

# Afgørelse i sag om [virksomhed1] - klage over miljøgodkendelse, kommuneplantillæg med tilhørende VVM-redegørelse samt VVM-tilladelse

Natur- og Miljøklagenævnets afgørelse af 4. november 2011

Sagerne NMK-10-00337, NMK-33-00275 og NMK-34-00056

Natur- og Miljøklagenævnets afgørelse er truffet efter § 6, stk. 2 og § 7, stk. 2 i habitatbekendtgørelsen<sup>1</sup>, jf. § 33 i miljøbeskyttelsesloven og § 2, stk. 4, nr. 2 og § 3 i VVM-bekendtgørelsen<sup>2</sup>.

<sup>1</sup>Bekendtgørelse nr. 408 af 1. maj 2010 om udpegning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder samt beskyttelse af visse arter.

<sup>2</sup>Bekendtgørelse nr. 1510/2010 om vurdering af visse offentlige og private anlægs virkning på miljøet (VVM) i medfør af lov om planlægning

Natur- og Miljøklagenævnet ophæver

1.	Miljøcenter Roskildes (nu Miljøstyrelsen Roskilde) afgørelse om kommuneplantillæg nr. 9 til Hvidovre Kommunes kommuneplan, udstedt den 19. august 2010,
2.	Miljøcenter Roskildes (nu Miljøstyrelsen Roskilde) afgørelse af 14. oktober 2010 om miljøgodkendelse til omlægning af brændselsindfyringen på Avedøreværket, Hammerholmen 50, 2650 Hvidovre (biomassefyring i blok 1 og kulfyring i hovedkedlen på blok 2) samt
3.	Miljøcenter Roskildes (nu Miljøstyrelsen Roskilde) afgørelse om VVM-tilladelse til indfyring af affald på Avedøreværket, dateret 19. august 2010.

Natur- og Miljøklagenævnets afgørelse er endelig og kan ikke indbringes for anden administrativ myndighed, jf. § 17 i Lov om Natur- og Miljøklagenævnet<sup>3</sup>. Eventuel retssag til prøvelse af afgørelsen skal være anlagt inden 6 måneder, jf. miljøbeskyttelseslovens § 101, stk. 1.

<sup>3</sup> Lov nr. 483 af 11. maj 2010 om Natur- og Miljøklagenævnet

Afgørelsen er truffet af formand Anne-Marie Rasmussen samt afdelingschef cand. scient. Signe Nepper Larsen, miljøbiolog, Ph. D. Jakob Strand, professor lic.scient. Ib Johnsen og miljøchef Uffe Sønderhousen.

## Klagen til Natur- og Miljøklagenævnet

Sagen vedrører klage over 3 afgørelser truffet af Miljøcenter Roskilde (nu Miljøstyrelsen Roskilde) om

1.	kommuneplantillæg nr. 9 til Hvidovre Kommunes kommuneplan dateret 19. august 2010 med tilhørende VVM-redegørelse,
2.	VVM-tilladelse af 19. august 2010 til medforbrænding af affald samt
3.	miljøgodkendelse af 14. oktober 2010 til brændselsomlægning på Avedøreværket.

Kommuneplantillægget med tilhørende VVM-redegørelse samt VVM-tilladelsen er påklaget til Naturklagenævnet, mens afgørelsen om miljøgodkendelse er påklaget til Miljøklagenævnet af Greenpeace den 17. november 2010.

Sagerne er pr. 1. januar 2011 overført til Natur- og Miljøklagenævnet, som træffer afgørelse i sagerne 4.

<sup>4</sup>Jf. § 28, stk. 4 i lov nr. 481 af 11. maj 2010 om ændring af lov om naturbeskyttelse, lov om miljøbeskyttelse og forskellige andre love og § 3, stk. 2 i lov nr. 1608 af 22. december 2010 om ændring af lov om Natur- og Miljøklagenævnet og lov om ændring af lov om naturbeskyttelse og forskellige andre love

Greenpeace har bl.a. gjort gældende,

1.	at der ikke er foretaget en konkret vurdering af, hvordan brændselsomlægningen på Avedøreværket påvirker gunstig bevaringsstatus for de enkelte naturtyper og arter, der udgør udpegningsgrundlaget for de nærliggende Natura 2000-områder (habitatvurderingen),
2.	at der alene er foretaget en screening efter habitatbekendtgørelsens § 7, stk.1. (Greenpeace har navnlig hæftet sig ved kviksølvemissionen),
3.	at konsekvensvurderingen skal omfatte værkets samlede påvirkning og ikke kun den ansøgte udvidelse,
4.	at miljøgodkendelsen skal indeholde vilkår for udledning af tungmetaller, herunder kviksølv, og
5.	at miljøgodkendelsen ikke er i overensstemmelse med IPPC-direktivet for så vidt angår afledningen af spildevand til rensningsanlæg.

Greenpeace har endvidere bedt nævnet om at tillægge klagen opsættende virkning. Nævnet har imidlertid besluttet i stedet at fremme sagens realitetsbehandling mest muligt, idet en stillingtagen til spørgsmålet om opsættende virkning efter nævnets opfattelse ville forudsætte en sådan sagsbehandling i nævnet, at en fremskyndelse af realitetsbehandlingen ville være et mere hensigtsmæssigt middel til at tilgodese interessen i en hurtig afgørelse. Dette er meddelt Greenpeace ved brev af 27. maj 2011.

## Sagens oplysninger

### Beskrivelse af virksomheden

Avedøreværket er et kraftvarmeproducerende anlæg med en samlet indfyret effekt på 1770 MW. Værket består af to hovedblokke AVV1 og AVV2. Blok 1 fyres primært med kul. Fuelolie anvendes som startbrændsel og reservebrændsel. Blok 2 er et multibrændselsanlæg, der kan fyres med fuelolie, naturgas og træpiller. Blok 2 indeholder et gasturbineanlæg (2 turbiner) med en samlet indfyret effekt på 270 MW og et biomasseanlæg med en indfyret effekt på 100 MW. Herudover indeholder blok 2 et halmfyringsanlæg med kapacitet til forbrænding af 170.000 tons halm om året.

Der er til hver blok tilknyttet en hovedskorsten med en højde på 150 meter.

### Ansøgning til brændselsomlægningen

Energistyrelsen har den 20. februar 2009 meddelt tilladelse til ombygning af blok 1 og 2 til multibrændselsanlæg. Tilladelsen omfatter ombygning af blok 1, således at brændsler af typen biomasse kan indgå i brændselsvalget, og ombygning af blok 2, således at kul kan indgå i brændselsvalget.

En forudsætning for at udnytte denne tilladelse er, at DONG Energy i 2011 skal øge anvendelsen af biomasse(affald)<sup>5</sup> med en energimængde på 7,1 PJ om året, hvilket svarer til en forøgelse på ca. 410.000 tons træpiller om året. Det er ikke en betingelse, at den øgede mængde af biomasse nødvendigvis skal indfyres på Avedøreværket, blot skal DONG Energy som koncern samlet set øge mængden af indfyret biomasse med 7,1 PJ/år. Rammerne i godkendelsen fra Energistyrelsen gør det teoretisk muligt for Dong Energy at fyre begge blokke 100 % på kul i et helt år.

<sup>5</sup>Ved affald forstås i denne sammenhæng biomasseaffald, der er omfattet af bekendtgørelsen om biomasseaffald, og som kan håndteres i det eksisterende transport- og indfyringssystem for træpiller.

DONG Energy har herefter ansøgt om miljøgodkendelse til ombygning af blok 1 og 2, således at der efter ombygningen frit kan fyres med kul og biomasse i begge blokke.

Den normale driftsform efter ændringen vil være fyring med biomasse i AVV1 og kul i hovedkedlen på AVV2 (Hovedscenariet).

Halmfyringsanlægget og gasturbineanlæggene ændres ikke.

Ansøgningen gælder for brændselsomlægning på Avedøreværkets blok 1 og 2, og miljøgodkendelsen er et supplement til Avedøreværkets øvrige. Ansøgningen omfatter således kun de ændringer af driften, der følger af brændselsomlægningen, og de dermed afledte emissioner.

Det fremgår af sagen, at der efter brændselsomlægningen teknisk set kan forbrændes 2,2 mio. tons biomasse pr. år og 1,55 mio. tons kul pr. år ved fyring med henholdsvis 100 % biomasse i de to blokke og 100 % kul i de to blokke.

### **Virksomhedens beliggenhed og planmæssige forhold**

Avedøreværket er beliggende på Hammerholmen 50, 2650 Hvidovre i Hvidovre Kommune på Avedøre Holme i den sydlige udkant af et større industriområde på ca. 450 ha. Værket ligger ud til Køge Bugt og råder over egen havn med tilhørende kajanlæg, hvor der indskibes brændsel (træpiller, olie og kul) og udskibes restprodukter.

Øst for værket findes indsejlingen til Københavns Havn (Kalvebodsløbet). Længere mod øst, på den anden side af havneindløbet, ligger Vestamager. Vest for Avedøreværket ligger AV Miljø (affaldsdepot) og Spildevandscenter Avedøre I/S (fælleskommunalt spildevandsrensingsanlæg).

Området Avedøre Holme afgrænses mod vest af Brøndby Havn, som er en lystbådehavn.

Nærmeste boligområde ligger nord for motorvejen, mere end 1 km fra Avedøreværket.

### Regionplanen

I VVM-redegørelsen anføres sammenfattende om regionplanen:

"For kystvandet er der fastlagt en række operationelle biologiske og vandkemiske miljømål, som er vedtaget i regionplan 2005 for hovedstadsområdet. Miljømålene omfatter næringssalte, sigtdybde, miljøfremmede stoffer og tungmetaller, ilt, udbredelse af ålegræs, forureningsbetingede trådalger, klorofyl og bundfauna. For kystvande er målsætningen skærpet ud for badestrande og i områder med særlige rekreative eller naturvidenskabelige interesser, mens målsætningen er lempet i erhvervshavne, på klappladser, ved spildevandsudledninger og ved affaldsdepoter. Den resterende del er generelt målsat.

Den afgørende faktor for miljøtilstanden i Køge Bugt er belastningen med næringsstoffer og miljøfremmede stoffer og tungmetaller. Hele området vurderes generelt at være næringsstofpåvirket samt påvirket af for høje koncentrationer af miljøfremmede stoffer og tungmetaller i sediment og muslinger. Det vurderes, at 100 % af kystvandet er påvirket af for meget næringsstofftilførsel, samt af miljøfremmede stoffer og tungmetaller /91/."

Af retningslinjetabel 5.3.7 i Regionplan 2005 fremgår endvidere, at tilførslen af kvælstof til Køge Bugt skal begrænses til under 1.947 tons/år i perioden 2005 - 2017. Kravet skal være opfyldt i 4 ud af de seneste 5 år, før vandområdets målsætning vurderes at være opfyldt.

Med hensyn til tungmetaller fremgår det af samme retningslinjetabel, at koncentrationen af tungmetaller og miljøfremmede stoffer i vand ikke må overstige de grænseværdier, der er angivet i bekendtgørelse nr. 921, samt retningstabel 5.2.2 i afsnit om spildevand. Koncentrationen af tungmetaller og miljøfremmede stoffer i sediment og biota skal overholde OSPAR's (Oslo Paris Konventionen) vejledende grænseværdier ([www.ospar.org](http://www.ospar.org)). Kravene til miljøfremmede stoffer skal være opfyldt i alle år, før vandområdets målsætning vurderes at være opfyldt for dette krav.

De relevante grænseværdier fra retningslinje 5.2.2 i regionplan 2005 er følgende:

Stof	Cas. Nr.	Værdi µg/l	Kommentar
Molybdæn	7439-98-7	10	Marin
Selen (Se)	7782-49-2	1	Marin
Vanadium (Va)	7440-62-2	1	Marin

Det fremgår af regionplanen side 336, at på tidspunktet for vedtagelsen i 2005 var målsætningerne for 10 ud af 11 parametre ikke opfyldt.

#### Kommuneplanen

Af redegørelsen i kommuneplan 2009 fremgår bl.a., at beliggenheden af og retningslinjerne for de konkrete VVM-pligtige anlæg vil blive fastlagt ved kommuneplantillæg.

Om spildevand fremgår det bl.a. i kommuneplanen, at retningslinjer for kommunens afledning af regn- og spildevand er fastlagt i Spildevandsplan 2002 og Strategiplan 2007 for Kloakforsyningen, og at afledningen af spildevand og vandkvaliteten i recipienter indgår i Statens Vandplaner. Den endelige udformning af redegørelsen for så vidt angår spildevand afventer derfor vandplanernes endelige godkendelse.

#### Forslag til vandplan for Køge Bugt

Af forslaget til vandplan for Køge Bugt fremgår det, at målene for vandforekomster i de daværende amters regionplaner nu har retsvirkning som et landsplandirektiv, jf. planlovens § 3 stk. 1, og er gældende, indtil der fastsættes nye miljømål i vandplanerne.

I forslaget til vandplan er der fastsat følgende miljømål for kystvande: "Miljømålet omfatter økologisk og kemisk tilstand. Den økologiske tilstand gælder ud til 1-sømilgrænsen, mens den kemiske tilstand gælder ud til 12-sømilgrænsen. De marine vandområder i Hovedvandopland Køge Bugt fastsættes med miljømålet "god økologisk tilstand".

Det fremgår af planforslaget, at miljømålet for økologisk tilstand er fastsat ud fra dybdegrænsen for udbredelsen af ålegræs, hvor god økologisk tilstand svarer til en dybdegrænse, der er mindre end 8,1 m (se tabellen nedenfor) og miljøkvalitetskrav for visse miljøfarlige forurenende stoffer. Miljømålet for kemisk tilstand vurderes alene ud fra vandrammedirektivets prioriterede stoffer, samt stoffer for hvilke der på fællesskabsniveau er fastsat miljøkvalitetskrav (tidligere Liste-1 stoffer).

Vandområde	Reference-tilstand Ålegræs dybdegrænse, m	Miljømål			Niveau for støtteparameter Kvælstof, µg N/l
		Økologisk tilstand	Ålegræs dybdegrænse		
			m	EQR	
Køge Bugt og Kalvebodderne <sup>1</sup>	10,9	God	8,1	0,74	165

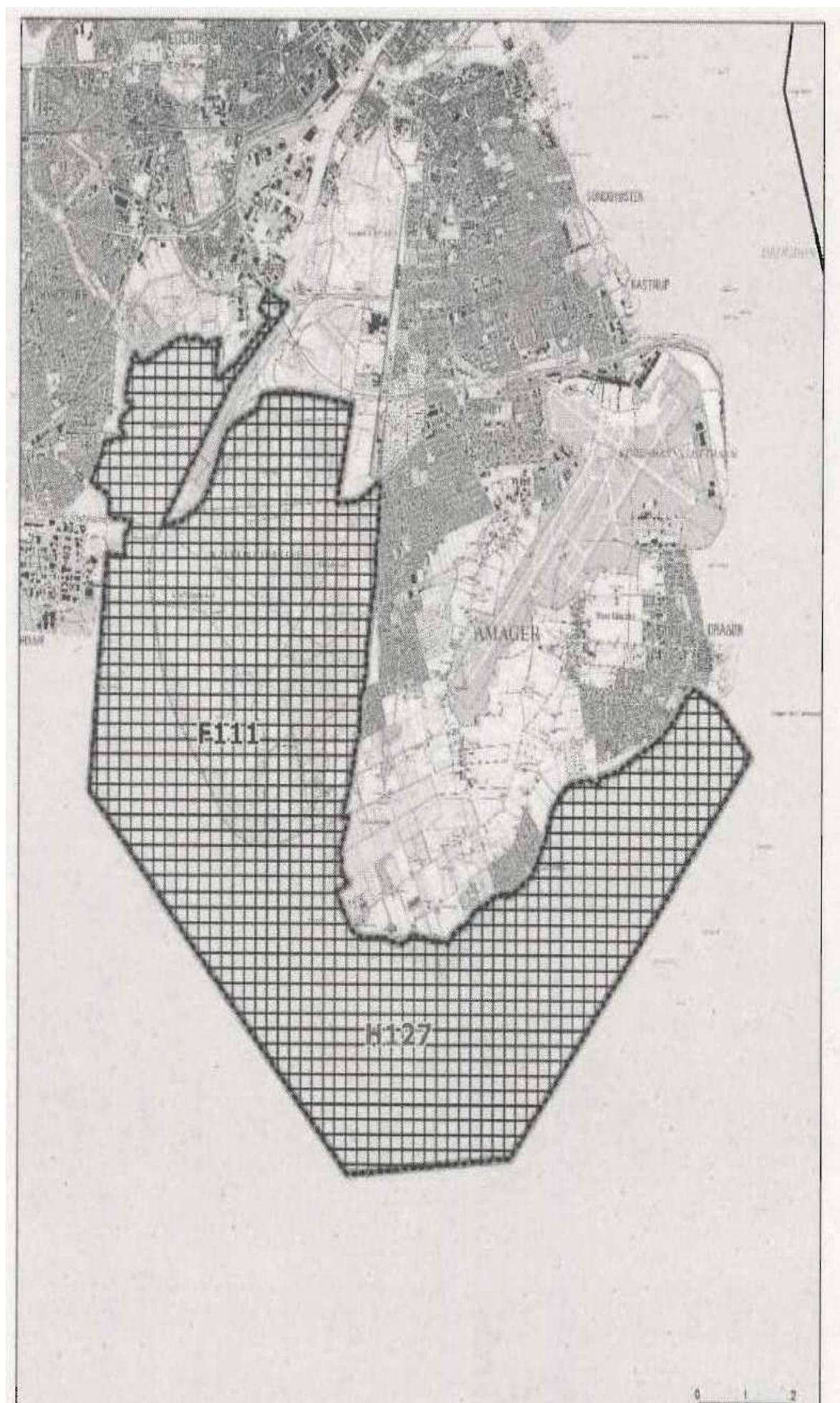
(/nmk-images/nr.1.jpg)

#### Internationale naturbeskyttelsesområder

Umiddelbart øst for Avedøre Holme ligger Natura 2000-område 143 "Vestamager og havet syd for", der omfatter Habitatområde nr. H127 samt Fuglebeskyttelsesområde nr. F111, der er sammenfaldende. Det udpegede areal omfatter 6.179 ha og består af lavvandsområdet Kalveboderne, Vestamager som er inddæmmet fladvandsområde med strandeng, strandoverdrev og rørsump, og det marine område syd og vest for Amager. Længere mod øst ligger et andet internationalt natur- og fuglebeskyttelsesområde: "Saltholm med omliggende hav", som efter det oplyste påvirkes i ubetydelig grad i forbindelse med brændselsomlægningen.

Vestamager er for en stor dels vedkommende omfattet af fredninger for hhv. Vestamager og Kysten langs Sydamager. Området er vist på følgende figur:







(/nmk-images/nr.2.jpg)

De naturtyper, som ifølge forslaget til Natura 2000 plan 2009-2015 udgør udpegningsgrundlaget for habitatområdet, er bl.a. hvid klit, strandvold med enårige planter, klitlavning, sandbanke, lagune og bugt. Bevaringsstatus for de udpegede naturtyper er ugunstig eller ukendt, og naturtyperne er følsomme overfor/truet af næringsstoffer eller tungmetaller.

Udpegningsgrundlaget for fuglebeskyttelsesområdet er en række fuglearter, bl.a. Lille og Stor Skallesluger, Troidand og havterne. Bevaringsstatus for alle de udpegede arter er med en enkelt undtagelse (rørhøg) ugunstig eller ukendt.

I VVM-redegørelsen anføres bl.a. om Kalveboderne, at

"Kalveboderne er et fredet område. Det lavvandede farvand er i vinterhalvåret et meget vigtigt område for vandfugle, der her samles i meget store antal. Under isvintre er særligt området syd for Sjællandsbroen vigtigt, fordi strømforholdene sikrer åbent vand selv i meget kolde perioder. Store dele af havbunden er dækket af undervandsvegetation, især havgræs og ålegræs, som er af stor betydning for planteædende vandfugle. Endvidere er der i farvandet et rigt dyreliv, f.eks. småkrebs, muslinger, fisk, vandinsekter og lign., som giver levedmuligheder for vandfugle, som overvejende lever af dyrisk føde.

Kalveboderne er af international betydning for troidand samt lille og stor skallesluger og området er derfor udpeget som en del af Fugle beskyttelsesområde nr. 111/105/."

Endvidere fremgår det af redegørelsen, at i Kalveboderne har gentagne iltsvind i forbindelse med store udledninger af spildevand fra Damhusåen været et stort problem. Dette er dog i bedring efter en forbedret rensning af spildevand. Det relativt høje indhold af tungmetaller og miljøfarlige stoffer i sedimentet er dog en begrænsende faktor for at opnå et uforstyrret dyre og planteliv i Kalveboderne.

### Virksomhedens forurening

De mulige miljømæssige påvirkninger på flora og fauna forårsages især af deposition af kvælstof (N) og tungmetaller via luft, udledning af overfladevand og kølevand til Køge Bugt.

### Luftforurening

De miljømæssige forhold knyttet til brændselsomlægningen er centreret omkring luftforurening i form af afkast af røggasser fra de to blokskorstene inklusive indirekte effekter af luftforureningen (f.eks. nedfald af tungmetaller i vandområder og deposition af kvælstof i naturområder) samt mulighederne for genanvendelse af de store mængder af restprodukter.

I miljøgodkendelsen er fastsat emissionsgrænseværdier til luft for en række forurenende stoffer (støv, svovldioxid, kvælstofilter, tungmetaller og sure gasser). De fastsatte grænseværdier afspejler i følge miljøgodkendelsen det opnåelige niveau ved anvendelse af bedst tilgængelig teknik. For hovedkedlen på blok 2 er grænseværdierne skærpet i forhold til de hidtil gældende grænseværdier, som Københavns Amt fastsatte i en godkendelse fra januar 2002 til træpillefyring i hovedkedlen. Sammenlignet med de grænseværdier, som Miljøcenter Roskilde fastsatte i et påbud af 21. december 2007 om nye emissionsgrænseværdier til luft m.m. for Avedøreværkets blok 1, er grænseværdierne i godkendelsen af brændselsomlægningen skærpet/justeret og suppleret med grænseværdier for biomasse.

Projektets forurening er bl.a. beskrevet i forskellige scenarier<sup>6</sup>: Et *0-alternativ*, et *Hovedforslag* og tre driftsscenarier: *Biomasse*, *Kul* og *Affald*.

<sup>6</sup>Se bl.a. afsnit 3.1 i den endelige VVM-redegørelse.

0-alternativet repræsenterer forholdene før brændselsomlægningen, mens hovedforslaget repræsenterer de forventede forhold efter brændselsomlægningen ("et forventet realistisk/gennemsnitligt driftscenario"). De tre driftsscenarier repræsenterer hver maksimal drift af Avedøreværket med henholdsvis biomasse, kul og affald og betragtes derfor som de driftsforhold, der vil kunne give de størst mulige miljøpåvirkninger.



I baggrundsrapport 3 om OML-beregninger er scenarierne beskrevet således:

Scenarier	Blok 1	Blok 2
0-alternativ - til immission	100 % kul	100 % olie  Genindfyring: 5,5 tons kulflyveaske i timen eller 28.000 tons pr. år
0-alternativ - til deposition	100 % kul	37 % olie 45 % naturgas 18 % biomasse  Genindfyring: 5,5 tons kulflyveaske i timen eller 28.000 tons pr. år
Hovedforslag	100 % træpiller  Genindfyring: 9 tons kulflyveaske i timen eller 57.240 tons pr. år	93 % kul 7 % affald  Genindfyring: 9,5 tons aske i timen eller 48.452 tons pr. år
Biomasse	100 % træpiller  Genindfyring: 9 tons kulflyveaske i timen eller 67.500 tons pr. år	100 % træpiller  Genindfyring: 9 tons kulflyveaske i timen eller 67.500 tons pr. år
Kul	100 % kul  Genindfyring: 7,3 tons aske i timen eller 54.630 tons pr. år	100 % kul  Genindfyring: 9,7 tons aske i timen eller 72.840 tons pr. år
Affald	100 % kul  Genindfyring: 7,3 tons aske i timen eller 54.630 tons pr. år	90 % kul 10 % affald  Genindfyring: 8,7 tons aske i timen eller 65.556 tons pr. år

(/nmk-images/nr.3.jpg)

Kvælstof

Det fremgår af miljøgodkendelsen, at den samlede NO<sub>x</sub>-udledning (målt som NO<sub>2</sub>) udgør maks. 2.000 - 3.000 tons/år efter brændselsomlægningen, afhængig af det betragtede brændselsscenario. Kvælstof udgør ca. 30 % af NO<sub>x</sub> udledningen, dvs. 600 - 900 tons/år.

Miljøstyrelsen har ikke oplyst fordelingen af kvælstofudledningen i hvert scenarie. Derfor har sekretariatet på baggrund af baggrundsrapport nr. 1 om grundlaget for de foretagne OML-beregninger beregnet den årlige gennemsnitlige N- og NO<sub>x</sub>-udledning for de forskellige scenarier. Nævnets beregninger fremgår af de to yderste kolonner til højre i følgende tabel:

Gram/sekund	Blok 1:	Blok 2:	Gasturb:	Biokedel:	Sum:	Tons NO <sub>x</sub> /år	Tons N/år
0-alternativ:	33,3	43,1	17	8,8	102,2	3223	981
Hovedforslag:	40,9	40,1	16,6	8,8	106,4	3355	1021
Biomasse:	40,9	49,8	16,6	8,8	116,1	3661	1114
Kul:	32	40,4	16,6	8,8	97,8	3084	939
Affald:	32	40	16,6	8,8	97,4	3072	935

Som det fremgår af tabellen, ses en forøgelse af NO<sub>x</sub>-emissionen i hovedforslaget og biomassescenariet, hvorimod der ses en vis reduktion af NO<sub>x</sub> i kul- og affaldsscenerierne.

I VVM-redegørelsen er oplyst de forventede årlige gennemsnitlige NO<sub>x</sub> - emissionskoncentrationer:

Årlige gennemsnitlige emissioner	Emission mg/Nm <sup>3</sup> , tør 6 % O <sub>2</sub>			
af NO <sub>x</sub> (NO + NO <sub>2</sub> )	Blok 1	Blok 2	Gasturbiner1)	Biokede
0-alternativ (eksisterende forhold)	156 (200)	159 (200)	225 (225)	252 (400)

Hovedforslag	200 (200)	140 (207)	225 (225)	252 (400)
Biomasse	200 (200)	180 (200)	225 (225)	252 (400)
Kul	150 (200)	140 (200)	225 (225)	252 (400)
Affald	150 (200)	140 (210)	225 (225)	252 (400)
1)For gasturbiner er ref. 3 % O <sub>2</sub>				

Tabel 4.30 Årlige gennemsnitlige emissionsværdier af NO<sub>x</sub> ved de forskellige scenarier (mg/Nm<sup>3</sup>, tør 6 % O<sub>2</sub>). I parentes er angivet de emissionsgrænser, der er anvendt ved beregning af de maksimale timeemissioner /1/.

Det fremgår bl.a. af den miljøtekniske beskrivelse i miljøgodkendelsen, at en forudsætning for overholdelse af maksimalværdierne for NO<sub>x</sub>-emissionen vil være en forøgelse af rensegraden på DeNO<sub>x</sub>-anlægget, idet de nuværende emissionskoncentrationer varierer mellem 89 og 342 mg/Nm<sup>3</sup>.

Det fremgår af sagen, at der er foretaget OML-beregninger til beregning af immissionskoncentrationen af NO<sub>x</sub> i omgivelserne. På baggrund af OML-beregningerne er der foretaget en beregning af depositionen af kvælstof i en afstand af 3 km fra Avedøreværket og på værkets egen grund (græs). Det fremgår af sagen, at det er forudsat, at kvælstofdepositionen udelukkende består af tør deposition, fordi NO<sub>x</sub> er forholdsvis lidt opløseligt i vand,, samt at halvdelen af NO<sub>x</sub> foreligger som NO<sub>2</sub>. Resultatet af beregningerne fremgår af nedenstående tabel:

Beregnet deposition af kvælstof	Deposition (kg N/ha/år)			
	Skov	Græs	Vand	På AVV
0-alternativ (eksisterende forhold)	0,43	0,22	0,0001	0,37

Hovedforslag	0,45	0,22	0,0001	0,38
Biomasse	0,63	0,32	0,0001	0,54
Kul	0,53	0,26	0,0001	0,45
Affald	0,53	0,26	0,0001	0,45

Tabel 4.31 Årlig deposition af kvælstof ved de forskellige scenarier (kg N/ha/år) i 3 km's afstand. For Avedøreværket er der dog beregnet tæt på skorsten for gasturbiner /4/.

### Svovldioxid

Der er ikke oplysninger om SO<sub>2</sub>-emissionen i VVM-redegørelsen, men det oplyses i den miljøtekniske beskrivelse i miljøgodkendelsen, at SO<sub>2</sub>-emissionskoncentrationen under de nuværende forhold har varieret mellem 0 og 136 mg/Nm<sup>3</sup>, målt som månedsværdier.

Der er stillet en række vilkår (29a - 34) for emissionskoncentrationer af såvel NO<sub>x</sub> som SO<sub>2</sub> i miljøgodkendelsen, som forventes overholdt. Der er ikke - i hverken VVM-redegørelsen eller miljøgodkendelsen - oplysninger om den absolutte værdi af SO<sub>2</sub>-emissionen til luften, og der er ikke udført depositionsberegninger for SO<sub>2</sub>.

### Tungmetaller

Det oplyses i den miljøtekniske beskrivelse i miljøgodkendelsen, at der er foretaget en beregning af "totalmængden af tungmetaller, som udledes over året ud fra oplysninger om den indfyrede brændselssammensætning, askeindfyring samt oplysninger om eventuelle miljøanlæg".

I VVM-redegørelsen oplyses, at der med udgangspunkt i oplysninger om tungmetalindhold i kul og andre oplysninger fra Miljøcenter Roskilde er foretaget følgende beregning af den forventede tungmetalemission til luften:

Driftsscenario og udledning af tungmetaller	Cd	Hg	Cr	Cu	Ni	Pb	V	As	Mo	Se	Zn
0-alternativ	1,0	14	13	9	20	11	24	11	1,6	170	40
Hovedforslag	2,2	23	16	21	19	33	21	13	1,7	348	88
Biomasse	1,2	13	6	5	7	6	7	4	0,9	229	35
Kul	1,9	38	29	20	37	26	43	25	3,5	538	84
Affald	4,2	45	34	43	40	72	45	27	3,5	644	86

Tabel 4.32 Emission af tungmetaller med røggassen ved 0-alternativet, Hovedforslaget og ved de tre driftsscenarioer (kg/år).

(/nmk-images/nr.4.jpg)

På baggrund af oplysningerne om den forventede emission af tungmetaller er der på baggrund af OML-beregninger udført en beregning af den forventede tungmetaldeposition i en afstand af 3 km fra Avedøreværket:

Deposition af tungmetaller	0-alternativ $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Hovedforslag $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Biomasse $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Kul $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Affald $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Gennemsnitlige deposition til	
						land i Danmark $\mu\text{g}/\text{m}^2$	vand i Danmark $\mu\text{g}/\text{m}^2$
Cd	0,6	1,2	0,7	1,1	2,3	33	29
Hg	6,6	10,7	6,0	17,8	21,2		
Cr	7,6	9,1	3,6	16,4	19,6	107	96
Cu	5,2	11,6	2,7	11,4	24,5	905	877
Ni	12,0	10,9	4,2	21,5	23,0	262	231
Pb	6,7	18,5	3,5	14,9	40,4	743	670
V	14,2	12,0	4,0	24,7	26,0		
As	6,4	7,0	2,4	14,2	15,3	86	78
Mo	1,0	1,0	0,5	2,0	2,0		
Se	80,4	161,9	107,5	251,7	300,8		
Zn	23,9	49,6	20,2	48,5	49,1	5.422	5.162

Tabel 4.33 Estimeret deposition på land fra Avedøreværket ved 0-alternativet, Hovedforslaget samt de tre driftsscenarier sammenholdt med de estimerede generelle depositioner for Danmark /4/, /119/.

(/nmk-images/nr.5.jpg)

I VVM-redegørelsen er endvidere angivet beregningsresultatet af tungmetaldepositionen til vandområder omregnet til koncentrationer i vand:



Årlige depositioner til vand omregnet til koncentrationer i vand	Miljøkvalitetskrav for marine recipienter µg/l	Beregnet bidrag				
		(0-alternativ) µg/l	(Hovedforslag) µg/l	(Biomasse) µg/l	(Kul) µg/l	(Affald) µg/l
Cd	0,2	0,0005	0,0010	0,0006	0,0009	0,0020
Hg	0,05	0,0055	0,0090	0,0050	0,0149	0,0178
Cr	3,4	0,0060	0,0077	0,0030	0,0135	0,0162
Cu	1,3	0,0041	0,0098	0,0023	0,0094	0,0206
Ni	0,53	0,0096	0,0092	0,0035	0,0177	0,0190
Pb	0,34	0,0053	0,0157	0,0029	0,0123	0,0341
V	4	0,0114	0,0101	0,0033	0,0203	0,0214
As	0,21	0,0050	0,0059	0,0019	0,0117	0,0126
Mo	6,7	0,0008	0,0008	0,0004	0,0017	0,0017
Se	1	0,0667	0,1367	0,0901	0,2114	0,2532
Zn	8,3	0,0191	0,0419	0,0167	0,0400	0,0406

Tabel 4.34 Miljøkvalitetskrav /14/ sammenholdt med årlige beregnede depositioner til vand omregnet til koncentrationer i vand (gennemsnit inden for en radius af 5 km) /4/.

(/nmk-images/nr.6.jpg)

#### Tungmetalforurening fra andre kilder

Tungmetalforurening fra andre kilder er oplyst i tabel 4.33 (se ovenfor) som "baggrundsværdier". Baggrundsværdier for Hg, V, Mo og Se er ikke oplyst.

#### Tungmetaller fra luft til vand

For vand henvises i VVM-redegørelsen til, at miljøkvalitetskravene i bekendtgørelse nr. 1022 af 25/08 2010 om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet er overholdt. Avedøreværkets bidrag til tungmetaller i vand i forhold til miljøkvalitetskravene er følgende:

Bidrag til tung-metal i vand i forhold til miljøkvalitetskrav	Miljøkvalitetskrav µg/l	Beregnet bidrag				
		(0-alternativ) %	(Hovedfor-slag) %	(Biomasse) %	(Kul) %	(Affald) %
Cd	0,2	0,3	0,5	0,3	0,5	1,0
Hg	0,05	11,0	18,0	10,0	29,8	35,6
Cr	3,4	0,2	0,2	0,1	0,4	0,5
Cu	1,3 <sup>1)</sup>	0,3	0,8	0,2	0,7	1,6
Ni	0,53 <sup>1)</sup>	1,8	1,7	0,7	3,3	3,6
Pb	0,34	1,6	4,6	0,9	3,6	10,0
V	4	0,3	0,3	0,1	0,5	0,5
As	0,21 <sup>1)</sup>	2,4	2,8	0,9	5,6	6,0
Mo	6,7 <sup>1)</sup>	0,01	0,01	0,01	0,03	0,03
Se	1	8,1	13,7	9,0	21,1	25,3
Zn	8,3 <sup>1)</sup>	0,02	0,5	0,2	0,5	0,5

<sup>1)</sup> Inkl. naturlig baggrundskoncentration

Tabel 4.36 Estimeret bidrag i% af miljøkvalitetskravene for de enkelte tungmetaller.

(/nmk-images/nr.7.jpg)

Det fremgår ikke af sagen, hvorvidt andre kilder bidrager.

### Spildevand

I VVM-redegørelsen oplyses, at der udledes kølevand, koncentrat fra havvandsafsaltning, overfladevand fra befæstede arealer, spildevand fra neutralisationsbassiner og endeligt overløbsvand fra drænvand fra proces/kedelanlæg og sedimentationsbassiner direkte til Køge Bugt. De direkte udledninger af spildevand er følgende:

Direkte udledning til recipient		0-alternativ	Hovedforslag	Biomasse	Kul	Affald
		2003-2007	Forventet drift	Max. drift	Max. drift	Max. drift
Kølevand fra Blok 1 (maks. time)	m <sup>3</sup> /h	28.800	uændret	uændret	uændret	uændret
Kølevand fra Blok 2 (maks. time)	m <sup>3</sup> /h	54.000	uændret	uændret	uændret	uændret
Til recipient fra neutralisationsbassin	m <sup>3</sup> /år	38.081	uændret	uændret	uændret	uændret
Til recipient fra sedimentationsbassin	m <sup>3</sup> /år	2.350	uændret	uændret	uændret	uændret

*Tabel 4.15 Direkte udledning til recipient for 0-alternativet, Hovedforslaget og hvert af de tre driftsscenarier.*

(/nmk-images/nr.8.jpg)

I VVM-redegørelsen er der endvidere redegjort for værkets udledning af spildevand til Avedøre renseanlæg.

## De påklagede afgørelser

### A. Kommuneplantillæg og VVM-redegørelse

DONG Energy har den 27. april 2009 indsendt en VVM-redegørelse, som senest er revideret den 27. november 2009. VVM-redegørelsen beskriver brændselsomlægningens indvirkning på miljøet, herunder internationale habitat- og fuglebeskyttelsesområder. Det konkluderes bl.a. i redegørelsen, at der ikke er kumulative miljøeffekter af projektet og andre eksisterende aktiviteter på - og planer for - Avedøreværket. NIRAS notat af 6. juli 2010 om beregning af bidrag af tungmetaller til marine miljøkvalitetskrav, se afsnit 3.2.14.1, er at betragte som et tillæg til VVM-redegørelsen.

Miljøcenter Roskilde har på grundlag af redegørelsen udarbejdet et forslag til Kommuneplantillæg med tilhørende VVM-redegørelse. I redegørelsen er medtaget muligheden for medforbrænding af maks. 10 % affald (forbrændingseget erhvervsaffald og storskrald) sammen med kul i hovedkedlen på blok 2. DONG Energy har på nuværende tidspunkt ikke søgt om miljøgodkendelse hertil.

VVM-redegørelsen belyser de miljømæssige konsekvenser for det nærliggende internationale naturbeskyttelsesområde på Vestamager med omliggende vandområder. I redegørelsen konkluderes, at brændselsomlægningen (samt medforbrænding af affald) ikke vil have indflydelse på muligheden for at opnå en gunstig bevaringsstatus for udpegningsgrundlaget for naturbeskyttelsesområdet (visse fuglearter og naturtyper).

Projektets miljøpåvirkninger er som ovenfor nævnt beskrevet i forskellige scenarier. I redegørelsens ikke-tekniske resume er der bl.a. givet følgende oplysninger om projektets miljøpåvirkninger.

### "4.3 Luft

Der er udført beregninger på, hvor stor tilførselen af stoffer er til luften. Beregningerne viser, at der stort set ikke sker ændringer i koncentrationen af følgende stoffer: Kvælstofoxider, svovldioxid, kulilte, klorbrinte og fluorbrinte.

Koncentrationerne af tungmetallerne ændres lidt. I driftsscenariet Biomasse sker der en reduktion i koncentrationen i udledningen af tungmetaller, mens der i *Hovedforslaget* og for de andre scenarier sker en mindre koncentrationsforøgelse.

I forhold til de grænseværdier, der er i luftvejledningen, er koncentrationerne af tungmetaller under 1 % af grænseværdierne.

De udførte beregninger viser, at alle grænseværdier kan overholdes, og at de beregnede koncentrationer i omgivelserne ligger under grænseværdierne. Det er Miljøcenter Roskildes vurdering, at der er tale om en mindre miljøpåvirkning.

#### 4.4 Spildevand

På Avedøreværket sker der en direkte udledning af Kølevand til Køge Bugt. Dette omtales i afsnittet Natur og vand. Avedøreværket har sit eget renseanlæg. Renseanlægget behandler spildevand fra afsvovlingsanlægget. Renseanlægget fjerner bl.a. tungmetaller.

Brændselsomlægningen betyder for *Affaldsscenariet*, at spildevandsmængden fra afsvovlingsanlægget stiger betydeligt. Det skyldes, at affald indeholder mere klor end f.eks. kul.

Brændselsomlægning på Avedøreværket

Spildevandsmængden stiger ikke i *Biomassescenariet*, selv om der er flere driftstimer. Det skyldes, at biomassen indeholder mindre svovl. Ved *Hovedforslaget* og *Kulscenariet* er der en stigning af spildevandsmængden fra afsvovlingsanlægget på omkring 50 %. Dette skyldes primært indholdet af svovl. Efter rensning af spildevandet ved Avedøreværket føres spildevandet videre til Spildevandscenter Avedøre.

...

Miljøcenter Roskilde vurderer samlet, at der vil være tale om en mindre miljøpåvirkning. Dette begrundes dels med at Avedøreværkets andel af udledningen til spildevandscenteret såvel før som efter brændselsomlægningen kun udgør en lille andel, dels at der på Spildevandscenter Avedøre sker en god spildevandsbehandling, og at Avedøreværket efter brændselsomlægningen overholder sin afledningstilladelse. Ligeledes har spildevandscentret kapacitet til at håndtere den ekstra belastning.

...

#### 4.8 Vand og natur

...

I området omkring Avedøreværket er der en række områder og arter, der kan blive påvirket af brændselsomlægningen på Avedøreværket, herunder: Køge Bugt, Natura 2000 områder, Habitatdirektivets bilag IV arter samt områder omfattet af Naturbeskyttelsesloven § 3.

#### Køge Bugt

Den afgørende faktor for miljøtilstanden i Køge Bugt er belastningen med næringsstoffer samt miljøfremmede stoffer og tungmetaller. Hele området vurderes generelt at være næringsstofpåvirket samt påvirket af høje koncentrationer af miljøfremmede stoffer og tungmetaller i muslinger.

Der sker ingen kvælstofdeposition af betydning til vand. Kvælstofdepositionen er under 1 g N/ha/år i alle scenarierne og er derfor uden betydning.

Kvælstofudledningen til Køge Bugt, via spildevand udgør ca. 0,2 % af den samlede kvælstofbelastning fra Spildevandscenter Avedøre. Spildevandscenter Avedøre overholder kravværdierne med stor margin.

Da depositionen af kvælstof fra værket er uden betydning, er der ingen kumulative effekter.

Det fremgår af VVM-redegørelsen, at de beregnede tungmetaldepositioner i Køge Bugt vil give anledning til koncentrationer i havvandet, der er mindre end de miljøkvalitetskrav, der er eller forventes fastsat for marine vandområder.

Udledningen af tungmetaller fra Spildevandscenter Avedøre vil sammen med depositionen af tungmetaller fra Avedøreværket fra luften kunne give en kumulativ påvirkning set i forhold til de ovenfor omtalte miljøkvalitetskrav. Den samlede koncentration af tungmetaller i havvandet vil dog ikke overskride miljøkvalitetskrav uden for nærzonen omkring spildevandsudledningen fra det offentlige rensningsanlæg.

Udledningen af kølevand kan på årsbasis stige med op til 3,5 % på grund af øget driftstid. Der sker ingen ændringer i udledningen af kølevand på time eller døgnbasis. Der har i forbindelse med andre projekter på Avedøreværket været foretaget marinbiologiske undersøgelser i området omkring udledningen af kølevand. Den seneste undersøgelse har vist, at sammensætningen af bundvegetation er ens i et større område omkring Avedøreværket. Den øgede udledning af kølevand vil ikke medføre en større temperaturpåvirkning af havvandet blot en mindre forøgelse af den periode, hvor temperaturpåvirkningen forekommer.

Miljøcenter Roskilde vurderer, at VVM redegørelsen har godtgjort, at den ekstra udledning, der vil ske med tungmetaller til Køge Bugt, ikke vil medføre en så stor samlet påvirkning, at det kan påvirke mulighederne for at opfylde de opstillede miljøkvalitetskrav.

Det er centerets vurdering, at den øgede mængde kvælstof der føres til Køge Bugt i forbindelse med brændselsomlægningen, er uden betydning og er ikke til hindrer for, at målsætningen i Køge Bugt kan opfyldes.

I og med at ændringen i kølevandet ikke betyder en større temperaturpåvirkning, er det centerets vurdering, at den øgede udledning af kølevand ikke vil påvirke dyre og plantelivet i den nordlige del af Køge Bugt.

Natura 2000 område nr. 143.

Umiddelbart øst for Avedøre Holme ligger Habitatområde nr. H127 "Vestamager og havet syd for" samt Fuglebeskyttelsesområde nr. F111

...

De mest kvælstoffølsomme naturarter i forhold til Habitatområde 127 er hvide klitter og vandremiler, stabile kystklitter med urteagtig vegetation og fugtige klitlavninger. Disse terrestriske naturtyper har en tålegrænse på 10-20 kg N/ha/år.

Baggrundsbelastningen i området er for Amager på 10-11 kg N/ha/år for 2007.

Depositionen i Natura 2000 området udgør ved *0-alternativet* ca. 0,22 kg N/ha/år for græs arealer.

Ved *Hovedforslaget* sker der ingen ændring. Den største ændring sker der fra *0-alternativet* til *Biomasse scenariet*, hvor der sker en forøgelse på 0,10 kg/ha/år.

Depositionen af kvælstof i de terrestriske naturtyper på Vestamager udgør en relativt beskeden merbelastning på 2-3 % af baggrundsbelastningen. Den samlede belastning af naturtyperne, herunder af den mest følsomme naturtype i området, vil efter brændselsomlægningen ligge inden for eller under intervallet for tålegrænsen for naturtyperne. Der er for en del år siden foretaget en kortlægning af tungmetaller i de danske jorder, og analyseresultaterne viser, at danske jorder generelt ikke indeholder kritiske mængder af tungmetaller.

De beregnede depositioner af tungmetaller på landområder inden for Natura 2000 området ligger væsentlig under baggrundsdepositionen i Danmark. Fem til ti gange lavere.

Det er Miljøcenter Roskildes vurdering, at depositionen af tungmetaller fra Avedøreværket ikke har nogen betydning for de fuglearter og habitattyper, der udgør udpegningsgrundlaget for Natura 2000 området. Samlet set er der tale om en ubetydelig miljøpåvirkning.

Udledningen af kølevand har ingen betydning for de fuglearter og habitattyper, der udgør udpegningsgrundlaget. Det vurderes, at ændringerne ikke vil have indflydelse på mulighederne for gunstig bevaringsstatus for udpegningsgrundlaget for Natura 2000 området.

Det er ligeledes centerets vurdering, at emissionen af kvælstof fra Avedøreværket vil medføre en deposition af kvælstof i de internationale naturbeskyttelsesområder, der såvel i dag som efter brændselsomlægningen er relativt beskeden. Det vurderes, at ændringerne ikke vil have indflydelse på mulighederne for at opnå gunstig bevaringsstatus for naturtyper, dyre- og fuglelivet.



Habitatdirektivets bilag IV arter.

I området omkring Avedøreværket forekommer der, eller har forekommet, 13 arter, der er på Habitatdirektivets bilag IV, bl.a. forskellige arter af flagermus, markfirben, stor vandsalamander, spidssnudet frø og grønbroget tudse samt marsvin. Der er ikke registreret fund af bilag IV-arter på Avedøreværkets areal. En væsentlig forøgelse i tungmetalbelastningen kan have en skadelig påvirkning på bilag IV arterne, ligesom en øget eutrofiering kan skade bilag 4 arternes opholdssteder.

Brændselsomlægningen betyder, at der sker en ændring i luftemissionen, som det fremgår af Natura 2000 afsnittet og afsnittet om Køge Bugt. Da disse ændringer ikke har en væsentlig miljøpåvirkning på landjorden og i det marine miljø, vil det heller ikke få en betydning for Bilag IV-arterne, som opholder sig på landjorden eller i det marine miljø.

Det er Miljøcenter Roskildes vurdering, at de ændringer der sker i udledningen af tungmetaller og kvælstof ingen væsentlig påvirkning har på bilag IV-arter, jf. afsnittet om Natura 2000.

..."

VVM-redegørelsens sammenfattende vurdering er, at ændringer i emissioner fra Avedøreværket, ændret trafiksituation, spildevandsudledning m.m. som følge af brændselsomlægningen ikke vil påvirke det nærliggende Natura 2000 område, § 3-områder eller vandområderne omkring Avedøreværket i væsentlig grad. Ligeledes vurderes det, at projektet ikke vil have indflydelse på muligheden for gunstig bevaringsstatus for udpegningsgrundlaget for de beskrevne Natura 2000 områder eller for bevaringsstatus for udpegningsgrundlaget for de beskrevne bilag IV-arter. Samlet set vurderes der at være tale om en lav grad af forstyrrelse af lokal interesse, og dermed en mindre påvirkning.

På denne baggrund har Miljøcenter Roskilde den 19. august 2010 udstedt et kommuneplantillæg for Hvidovre Kommune, der muliggør brændselsomlægningen på Avedøreværket, herunder medforbrænding af affald.

## B. Miljøgodkendelsen

Ansøgningen gælder for brændselsomlægningen på Avedøreværkets blok 1 og 2. Godkendelsen er meddelt som et tillæg/supplement til værkets øvrige godkendelser og omfatter kun de ændringer af driften, der følger af brændselsomlægningen og de dermed afledte emissioner. Godkendelsen giver Avedøreværket mulighed for frit at vælge brændselstyper og -mix på blok 1 og 2.

Miljøgodkendelsen omfatter ikke medforbrænding af affald, da DONG Energy som nævnt ovenfor endnu ikke har søgt om godkendelse hertil.

I miljøgodkendelsens ikke-tekniske resume anføres bl.a., at de miljømæssige forhold knyttet til brændselsomlægningen er centreret omkring luftforurening i form af afkast af røggasser fra de to blokskorstene inklusive indirekte effekter af luftforureningen (f.eks. nedfald af tungmetaller i vandområder og deposition af kvælstof i naturområder) samt mulighederne for genanvendelse af de store mængder af restprodukter.

I miljøgodkendelsen er fastsat emissionsgrænseværdier til luft for en række forurenende stoffer (støv, svovldioxid, kvælstofilter, tungmetaller og sure gasser). De fastsatte grænseværdier afspejler det opnåelige niveau ved anvendelse af bedst tilgængelig teknik. For hovedkedlen, på blok 2 er grænseværdierne skærpet i forhold til de hidtil gældende grænseværdier, som Københavns Amt fastsatte i en godkendelse fra januar 2002 til træpillefyring i hovedkedlen. Sammenlignet med de grænseværdier, som Miljøcenter Roskilde fastsatte i et påbud af 21. december 2007 om nye emissionsgrænseværdier til luft m.m. for Avedøreværkets blok 1, er grænseværdierne i godkendelsen af brændselsomlægningen skærpet/justeret og suppleret med grænseværdier for biomasse.

Grænseværdierne for halmkedlen og gasturbinerne på blok 2 er uændrede, idet disse fyringsanlæg ikke berøres af brændselsomlægningen.

Om påvirkningen af internationale naturbeskyttelsesområder fremgår bl.a. følgende af miljøgodkendelsen:

"Efter bekendtgørelse nr. 408 af 1. maj 2007 om udpegning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder samt beskyttelse af visse arter skal godkendelsesmyndigheden vurdere, om projektet i sig selv, eller i forbindelse med andre planer og projekter, kan påvirke et Natura 2000 område væsentligt, jf. bekendtgørelsens § 7, stk. 1, og § 9, stk. 7, nr. 6. Hvis myndigheden vurderer, at projektet kan påvirke et Natura 2000 område væsentligt, skal der foretages en nærmere konsekvensvurdering af projektets virkning på området under hensyn til bevaringsmålsætningen for det pågældende område (VVM-vurdering), jf. bekendtgørelsens § 7, stk. 2. I henhold til samme bestemmelse kan der ikke meddeles miljøgodkendelse af projektet, hvis vurderingen viser, at projektet vil skade det internationale naturbeskyttelsesområde. Myndighedens vurdering efter bekendtgørelsens § 7, stk. 1 og 2, skal fremgå af afgørelsen.

Bevaringsmålsætningen for et Natura 2000 område er generelt at sikre eller genoprette en gunstig bevaringsstatus for de arter og naturtyper, som områderne er udpeget for, jf. bekendtgørelsens § 4, stk. 1. En gunstig bevaringsstatus for naturtyper og arter (dyre- og plantearter) er defineret i bekendtgørelsens § 4, stk. 3, henholdsvis nr. b og d.

Ifølge bekendtgørelsens § 7, stk. 6, skal myndigheden høre offentligheden, før der træffes endelig afgørelse i sagen, hvis myndigheden vurderer, at inddragelse af offentligheden kan tilføre sagen nye oplysninger. VVM-processen for brændselsomlægningen på Avedøreværket blev igangsat med en offentlig høring i efteråret 2008, hvor der på grundlag af et udsendt oplæg blev indkaldt ideer og forslag, som burde indgå i VVM-redegørelsen.

(...)



Det er efter bestemmelserne i bekendtgørelse nr. 408 uklart, hvilke vurderinger der skal foretages inden for rammerne af miljøbeskyttelsesloven (miljøgodkendelsen), og hvilke der henhører under planlovgivningen, herunder om alle relevante vurderinger kan anses at være foretaget, hvis de er indeholdt i VVM-redegørelsen og dermed lagt til grund for det meddelte kommuneplantillæg.

Praksis synes at understøtte sidstnævnte fortolkning. Miljøcenteret har her valgt den fremgangsmåde at se nærmere på konsekvenserne af udledninger af kvælstof og tungmetaller, idet miljøpåvirkninger som følge af udledning af disse stoffer naturligt reguleres i en miljøgodkendelse.

Derimod er evt. påvirkninger af og konsekvenser for dyrearter, herunder bilag IV-arter, samt fugle ikke et naturligt element i en miljøgodkendelse. Her henvises derfor til vurderingerne og konklusionerne i VVM-redegørelsen.

Der er ikke andre projekter og planer i området, som kan give anledning til kumulative effekter i forhold til projektet om brændselsomlægningen på Avedøreværket. Dette er nærmere belyst i VVM-redegørelsen.

På grundlag af den udførte konsekvensvurdering vurderer Miljøcenter Roskilde, at brændselsomlægningen ikke vil skade naturområdet på og omkring Vestamager. Efter reglerne i bekendtgørelsen om administration af internationale naturbeskyttelsesområder er der derfor ikke noget til hinder for, at der kan meddeles miljøgodkendelse af brændselsomlægningen.

(...)”

### C. VVM-tilladelsen

Miljøcenter Roskilde har den 19. august 2010 samtidig med kommuneplantillægget meddelt VVM-tilladelse til medforbrænding af affald på Avedøreværket. Medforbrænding af affald er medtaget i VVM-redegørelsen, fordi en prognose forudsiger manglende forbrændingskapacitet på dedikerede forbrændingsanlæg i årene frem mod 2020.

## Klagen

Greenpeace har i deres klage af 17. november 2010 til hhv. Miljøklagenævnet og Naturklagenævnet bl.a. anført:

1.	Miljøgodkendelsen er meddelt, uden der er gennemført den i habitatdirektivets artikel 6(3) krævede konsekvensvurdering af, hvordan miljøgodkendelsen påvirker de nærliggende Natura 2000 områder, uanset det er evident, at miljøgodkendelsen vil medføre en væsentlig forøget påvirkning af Natura 2000 området med kviksløv og andre tungmetaller.
----	------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

2.	Det er i sig selv en fejl, at screeningen af påvirkning af, om der skal ske vurdering af Natura 2000 områder, alene har taget udgangspunkt i ændringer i forhold til den gældende miljøgodkendelse, da screening efter habitatdirektivets artikel 6(3) skal vedrøre det samlede anlæg, som det f.eks. fremgår af fast praksis i sager om miljøgodkendelse af husdyrbrug.
3.	Miljøgodkendelsen indeholder ikke vilkår for udledning af kviksølv og andre tungmetaller, selv om dette er et krav efter direktiv 2006/11 om forurening, der er forårsaget af udledning af visse farlige stoffer i Fællesskabets vandmiljø (der er en kodificering af det tidligere direktiv 76/464 med senere ændringer). Der kan herved henvises til, at EU-domstolen i sag C-231/97 van Rooij fastslog, at kravet om direktivets krav om tilladelse med grænseværdier for udledning af tungmetaller i vandmiljøet også omfatter luftbåren tilførsel til vandmiljøet med tungmetaller, når det er muligt at identificere den enkelte kilde til en sådan forurening af vandmiljøet.
4.	Miljøgodkendelsen tager ikke højde for kravet om en integreret vurdering af alle påvirkninger i artikel 9 i IPPC-direktivet (2008/1), da miljøgodkendelsen ikke indeholder vilkår for tilladning af spildevand til offentlig spildevandsanlæg - og der heller ikke i forbindelse med miljøgodkendelsen er fastsat sådanne nye vilkår efter miljøbeskyttelseslovens § 28, selv om dette er et krav efter IPPC-direktivet, som det nærmere er uddybet i definitionen af 'emissionsgrænseværdi' i direktivets artikel 2(6).

Greenpeace har under sagens behandling i Natur- og Miljøklagenævnet frafaldet klagepunkter om medforbrænding af affald samt om ekstern beredskabsplan for Avedøreværket som risikovirksomhed.

I klagen har Greenpeace om forureningen fra virksomheden bl.a. anført

-	at der sker en voldsom forøget forurening med kviksølv og andre tungmetaller,
-	at den øgede kviksølvbelastning er i strid med forpligtelsen til at sikre, at der ikke sker forringelse af status (at sikre den eksisterende naturtilstand),
-	at den øgede kviksølvbelastning vanskeliggør sikring og genoprettelse af gunstig bevaringsstatus bl.a. på grund af i forvejen højt kviksølvindhold i biota, der overskrider EU's miljøkvalitetskrav på 20 mikrogram kviksølv pr. kg vådvægt af dyr, samt
-	at miljøfremmede stoffer angives som trussel for naturtyperne 1110, 1150 og 1160.

I klagen gives en række uddybende bemærkninger om kviksølvindholdet i biota, idet Greenpeace bl.a. henviser til, at Miljøcenter Roskilde har angivet målte median-niveauer for kviksølv (og andre tungmetaller) i muslinger og sediment, som har ligget til grund for vandplanen for Køge Bugt:

Køge Bugt (Drogden): 0,206 mg/kg tørstof i *muslinger* Køge Bugt (Midt): 0,256 mg/kg tørstof i *muslinger* Kalveboderne: 0,983 mg/kg tørstof i *muslinger* og 0,44 mg/kg tørstof i *sediment* Køge Bugt (Juels Grund): 0,01 mg/kg tørstof i *sediment*.

Til sammenligning henviser Greenpeace supplerende til følgende data fra det Nationale Overvågningsprogram, hvoraf nogle data er de samme som nævnt ovenfor:

Tungmetaller i muslinger m k tørstof data fra det Nationale Overvågningsprogram

	Køge Bugt ROS172	Køge Bugt ROS172	Køge Bugt ROS172	Køge Bugt KBH172	Køge Bugt KBH172	Køge Bugt KBH172	
Station	7	7	7	3	3	3	Kalvebod
År	2006	2005	2004	2006	2005	2004	2008
Arsen							
Bly	3,02	3,31	1,30	0,98	3,00	4,10	12,29
Cadmium	0,77	3,73	1,89	2,07	5,67	2,68	3,39
Krom							
Kobber	8,5	16,5	16,4	6,6	19,5	12,0	356,5
<b>Kviksølv</b>	<b>0,290</b>	<b>0,206</b>	<b>0,201</b>	<b>0,211</b>	<b>0,256</b>	<b>0,311</b>	<b>0,983</b>
Nikkel	2,62	3,52	3,80	2,95	5,14	2,80	12,72
Zink	148	150	134	104	198	146	261
<div> <div>&lt;</div> <div></div> <div>&gt;</div> </div>							

Herudover henviser Greenpeace til DMU's offentliggjorte NOVANA

screeningsundersøgelse fra november 2010<sup>7</sup>, hvor man i sammenfatningen bl.a. skriver:

<sup>7</sup>"Kviksølvforbindelser, HCB og HCCP i det danske vandmiljø", Faglig rapport fra DMU nr. 794, DMU 2010.

"Koncentrationerne af kviksølv og dets forbindelser overskred i flere af områderne EU's miljøkvalitetskrav for kviksølv i både muslinger og fisk, som er fastsat til beskyttelse af fiskespisende dyr i toppen af de akvatiske fødekæder. Resultaterne viste desuden, at methylikviksølv udgjorde mellem 10 - 45 % af totalkviksølv i muslinger. I fisk udgjorde methylikviksølv hovedparten af det totale indhold af kviksølv (80 % - 100 %) i muskelvæv. Markant højere niveauer af kviksølv forekom i fiskespisende dyr som skarv, odder og spættet sæl på grund af en betydelig eksponering til kviksølv fra deres fødeemner, hvilket viser en væsentlig optagelse og biomagnificering af kviksølv op igennem fødekæderne."

I samme rapport anføres endvidere, at "I muslinger overskred koncentrationsniveauer af kviksølv og dets forbindelser EU's miljøkvalitetskrav for kviksølv i biota på 20 mikrogram/kg vådvægt, som er fastsat til beskyttelse af fiskespisende dyr i toppen af de akvatiske fødekæder, i ca. halvdelen af de undersøgte områder". Og at "en generel nedadgående tendens for kviksølvniveauerne i det marine miljø ses dog ikke endnu, hverken inden for havkonventionerne Oslo Paris konventionernes (OSPAR) eller Helsinki konventionens (HELCOM) områder, der dels dækker det Nordatlantiske område inklusiv Kattegat og en række danske fjorde, dels Østersøen inklusiv de indre danske farvande.

På den baggrund konkluderer Greenpeace, at der ikke i VVM-redegørelsen er dokumentation for Miljøcenter Roskildes konklusion om, "at depositionen af tungmetaller ikke vil have betydning for Natura 2000 området, idet det vurderes, at deposition af tungmetaller fra Avedøreværket ingen betydning har for de fuglearter og habitattyper, der udgør udpegningsgrundlaget for Natura 2000 området. Samlet set er der tale om en mindre miljøpåvirkning".

Greenpeace mener ikke, at miljøvurderingen godtgør, at brændselsomlægningen på Avedøreværket - og den dermed forøgede tungmetalbelastning - ikke vil skade Natura 2000-området "Vestamager og havet syd for", hvorfor tilladelsen bør trækkes tilbage.

## Supplerende oplysninger under nævnsbehandlingen

*Miljøstyrelsen Roskilde* har den 26. januar 2011 sendt nævnet følgende bemærkninger for så vidt angår miljøgodkendelsen til Greenpeaces klage:

...

Greenpeace citerer på side 10 en passus fra miljøgodkendelsen om, hvor de vurderinger, der skal foretages efter habitatbekendtgørelsen, bør/skal stå, og konkluderer herefter, at redegørelsen i miljøgodkendelsen for påvirkning af Natura 2000-området ikke opfylder habitatdirektivets artikel 6(3). Miljøstyrelsen skal understrege - hvilket også fremgår af den citerede passus - at Natura 2000 vurderingerne fremgår af VVM-redegørelsen, men er uddybet i miljøgodkendelsen på visse punkter. Det er således den samlede vurdering i miljøgodkendelsen og VVM-redegørelsen, der udgør Natura 2000 vurderingen.

Miljøstyrelsen har følgende bemærkninger til klagen, hvor bemærkningerne er knyttet til nummereringen af de sammenfattende klagepunkter:

1.	Det understreges, at Avedøreværket er beliggende uden for Natura 2000 området: "Vestamager og havet syd for", hvorfor brændselsomlægningen ikke vil give anledning til indgreb i dette område og således hverken i anlægs- eller driftsfasen direkte vil påvirke yngle- og fourageringssteder for fugle, levesteder for planter og dyr m.m. Det er Miljøstyrelsens vurdering, at brændselsomlægningen ikke vil påvirke Natura 2000-området: "Vestamager og havet syd for" væsentligt. Dette er underbygget i en omfattende redegørelse for og vurdering af de miljømæssige påvirkninger af Natura 2000-området, jf. miljøgodkendelsens afsnit 3.2.13, 3.2.14, 3.3.2 (der indeholder detaljerede bemærkninger til høringssvar fra Greenpeace og tager højde for miljøministerens svar på en række folketingssspørgsmål stillet i løbet af sommeren 2010) og bilag 10. Endvidere henvises til VVM-redegørelsens kapitel 4.8, der fylder 26 sider. Brændselsomlægningen vil således ikke få betydning for bevaringsstatus for de naturtyper, planter- og dyrearter samt fugle, som indgår i udpegningsgrundlaget for "Vestamager og havet syd for", jf. punkt a-e i sammenfatningen nedenfor. Udpegningsgrundlaget fremgår af tabel 4.29 i VVM-redegørelsen. Sammenfattende viser miljøvurderingen således, at:
2.	Der er ikke foretaget en screening af de relative påvirkninger i forhold til den gældende miljøgodkendelse. Der er foretaget en absolut konsekvensvurdering for de relevante scenarier, der er (se nærmere i f.eks. kapitel 3 i VVM-redegørelsen):
3.	Der er i miljøgodkendelsens vilkår 35 bl.a. fastsat en emissionsgrænseværdi for kviksølv, hvilket ikke tidligere har været normal praksis i forbindelse med miljøgodkendelse af kulfyrede kraftværker. Grænseværdien for kviksølv er 20 gange lavere end den vejledende grænseværdi i Luftvejledningen (afsnit 6.6.2). For cadmium er den i vilkår 35 fastsatte emissionsgrænseværdi 100 gange lavere end den vejledende grænseværdi.

<sup>8</sup> Det bemærkes, at henvisningen i teksten efter tabel 25 skal være til tabel 20 og 25 og ikke tabel 19 og 24.

Greenpeace har den 7. marts 2011 sendt nævnet bl.a. følgende bemærkninger til Miljøstyrelsens skrivelser ovenfor af hhv. 26. januar og 28. februar 2011:

I forhold til de to første klagepunkter om mangelfuld konsekvensvurdering af Avedøreværkets påvirkning af Natura 2000 område ligger det fast, at der ikke i forbindelse med VVM-proceduren blev gennemført en konsekvensvurdering af Avedøreværkets påvirkning af de nærliggende Natura 2000 områder. Miljøstyrelsen forsøger i svaret at imødegå denne mangel ved at anføre, at "det er [...] den samlede vurdering i miljøgodkendelsen og VVM-redegørelsen, der udgør Natura 2000 vurderingen."

Sammenholdes udsagnet med Miljøstyrelsens efterfølgende bemærkninger, tyder Miljøstyrelsens efterfølgende bemærkninger på, at Miljøstyrelsen med "vurdering" ikke mener konsekvensvurdering efter habitatdirektivets artikel 6(3) og habitatbekendtgørelsens § 7, stk. 2. Miljøstyrelsen bestrider således ikke, at der ikke er sket en konkret vurdering af, hvordan Avedøreværket påvirker gunstig bevaringsstatus for de enkelte naturtyper og arter, som udgør udpegningsgrundlaget for de nærliggende Natura 2000 områder. Endvidere afvises indsigelsen om manglende konsekvensvurdering af tungmetalpåvirkning på land med, at der ikke i forslag til Natura 2000 planer er talegrænser for tungmetaller i forhold til Natura 2000 områder.

Det må derfor også efter Miljøstyrelsens svar lægges til grund, at der alene er foretaget en screening efter habitatbekendtgørelsens § 7, stk. 1, men ikke er gennemført en konsekvensvurdering efter habitatbekendtgørelsens § 7, stk. 2, og at der dermed ikke er gennemført en konsekvensvurdering, som modsvarer EU-domstolens krav til en konsekvensvurdering efter habitatdirektivets artikel 6(3).

Det fremgår endvidere af Miljøstyrelsens svar, at Miljøstyrelsens screening af, om der skulle ske konsekvensvurdering alene angår den ansøgte miljøgodkendelse, og ikke Avedøreværkets samlede påvirkning af de nærliggende Natura 2000 områder. Dette bekræftes yderligere af Miljøstyrelsens svar på klage over VVM-tilladelsen, hvor det netop understreges, at 0-scenariet svarer til de bestående forhold, hvilket må forstås som den tidligere godkendte drift af Avedøreværket. Da der i forbindelse med den tidligere miljøgodkendelsen af Avedøreværket blev gennemført en VVM-procedure, er det efter EU-domstolens fortolkning af VVM-direktivet tilstrækkeligt, at det alene er den ansøgte ændring, der er blevet undergivet en miljøvurdering efter VVM-direktivet. Det samme gælder imidlertid ikke Avedøreværkets påvirkning af gunstig bevaringsstatus af Natura 2000 områder. På dette punkt er det evident, at der ikke tidligere er sket en konsekvensvurdering af værkets påvirkning af Natura 2000 områder.

Som anført i klagen er denne udlægning af habitatdirektivets artikel 6(3) om konsekvensvurdering af Natura 2000 områder i modstrid med direktivet. På linje med den praksis, som Miljøklagenævnet har lagt i sager om miljøgodkendelser af udvidelser af husdyrbrug, er det den samlede påvirkning af Natura 2000 områder fra Avedøreværket, der danner grundlag for, om der skal ske en konsekvensvurdering, og hvilke påvirkninger der skal indgå i konsekvensvurderingen.

Miljøstyrelsens svar forudsætter med andre ord, at Avedøreværket ikke er underlagt de samme retlige kriterier som husdyrbrug for, om miljøgodkendelser kræver konsekvensvurdering af Natura 2000 områder, og hvilke virkninger vurderingen omfatter. Det er umuligt i direktivet at finde støtte for en sådan forskelsbehandling af forskellige typer virksomhed.

Efter Greenpeace opfattelse er den praksis, som Miljøklagenævnet har anvendt for, om der skal ske konsekvensvurdering af Natura 2000 områder ved godkendelse af husdyrbrug, i overensstemmelse med EU-domstolens fortolkning. Såfremt Natur- og Miljøklagenævnet måtte finde, at disse retlige kriterier ikke gælder for Avedøreværket,

anmoder Greenpeace om, at Natur- og Miljøklagenævnet forelægger dette spørgsmål for EU-domstolen præjudicielt med henblik på en autoritativ stillingtagen til problemstillingen, der har ganske vidtrækkende konsekvenser."

DONG Energy tilslutter sig i brev af 18. marts 2011 (dateret 9. marts) Miljøstyrelsen Roskildes kommentarer til klagerne over henholdsvis den udstedte miljøgodkendelse og VVM-tilladelsen samt kommuneplantillægget.

DONG Energy har endvidere kommenteret spørgsmålet om klagens opsættende virkning. Natur- og Miljøklagenævnet har som tidligere anført i brev af 27. maj 2011 meddelt klager, at klagen ikke tillægges opsættende virkning.

Miljøstyrelsen Roskilde har den 16. april 2011 kommenteret brevet af 7. marts 2011 fra Greenpeace og har bl.a. anført følgende:

Det fremgår af Habitatdirektivets artikel 6, stk. 3, at alle planer eller projekter, der ikke er direkte forbundet med eller nødvendige for lokalitetens forvaltning, men som i sig selv eller i forbindelse med andre planer og projekter kan påvirke en sådan lokalitet væsentligt, skal vurderes med hensyn til deres virkninger på lokaliteten under hensyn til bevaringsmålsætningerne for denne. På baggrund af konklusionerne af vurderingerne af virkningerne på lokaliteten, og med forbehold af Habitatdirektivets artikel 6, stk. 4, giver de kompetente nationale myndigheder først deres tilslutning til en plan eller et projekt, når de har sikret sig, at den/det ikke skader lokalitetens integritet, og når de - hvis det anses for nødvendigt - har hørt offentligheden.

Som det fremgår af ordlyden af Habitatdirektivets artikel 6, stk. 3, skal der foretages en konsekvensvurdering af et projekt / en plan, hvis projektet eller planen kan påvirke en lokalitet væsentligt.

Greenpeace har i deres klage påpeget, at organisationen vurderer, at der skal gennemføres den i habitatdirektivets nævnte konsekvensvurdering på grund af den forøgede påvirkning af Natura 2000 området: "Vestamager og havet syd for" med kviksølv og andre tungmetaller.

Det fremgår af VVM redegørelsen og miljøgodkendelsen, at brændselsomlægningen ikke vil påvirke Natura 2000 området væsentligt i form af luftformige depositioner af tungmetaller, herunder kviksølv, der udsendes til luften fra Avedøreværket. Derfor har Miljøstyrelsen ikke foretaget en egentlig konsekvensvurdering i henhold til habitatdirektivets artikel 6, stk. 3, men er forblevet på niveau 1 i henhold til Habitatdirektivet.

Sikringen af god økologisk tilstand i Køge Bugt og den marine del af Natura 2000 sker gennem bestemmelserne i Miljøministeriets bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer og havet (bekendtgørelse nr. 1022 af 25. august 2010). Disse krav er fastsat på et niveau, hvor de sikrer, at der ikke forekommer uacceptable negative effekter på vandøkosystemet, herunder også vandøkosystemer i Natura 2000 områder, jf. miljøministerens svar på folketings spørgsmål nr. 864 (forrige samling).

Det fremgår af VVM redegørelsen og miljøgodkendelsen, at tilførslen af tungmetaller til Køge Bugt og dermed også til de marine naturtyper overholder de krav, der er stillet i overnævnte bekendtgørelse endda med meget stor margen.

Det skal tilføjes, at miljøkvalitetskravet for kviksølv i biota i dag ikke er opfyldt i Køge Bugt og Kalveboderne. Denne problemstilling er indgående behandlet i Miljøstyrelsens brev af 26. januar 2011 til nævnet (punkt 1c).

Greenpeace henviser i brev af 7. marts 2011 til Mad 2009.1943. I sagens akter vedr. Fynsværket fremgår det, at der foreligger modelberegninger, der viser, at kølevandsudledningen påvirker Odense Fjord i negativ retning. Derimod fremgår det af det foreliggende materiale om brændsels-omlægningen på Avedøreværket, at Avedøreværket i alle driftssituationer ikke vil påvirke Natura 2000 "Vestamager og havet syd for" området væsentligt.

Indsatsplanen for sikring af den terrestriske del af Natura 2000 området er omfattet af Natura 2000 planen for "Vestamager og havet syd for". Natura 2000 planen har været i første offentlige høring, som sluttede den 6. april 2011. Det fremgår af udkast til Natura 2000 planen, at tungmetaller ikke udgør et væsentligt problem i forhold til at opnå og sikre en gunstig bevaringsstatus for de terrestriske naturtyper. De afgørende trusler herfor er eutrofiering, tilgroning, ændring af de hydrologiske forhold, invasive arter, arealmæssige ændringer og forstyrrelser af arter. Med andre ord: Natura 2000 planen definerer ikke tungmetaller som en trussel.

Af VVM redegørelsen fremgår det, at depositionen af tungmetaller ikke udgør en væsentlig påvirkning på den terrestriske del af Natura 2000 området. Dette er underbygget i svar af 26. januar 2011, 1e, til Natur og Miljøklagenævnet samt vedlagte bilag 1 og 2.

Miljøstyrelsen har i bilag 1 på grundlag af forskellige kvalitetskriterier for jord foretaget en supplerende vurdering af påvirkningen af de terrestriske områder med nedfald af tungmetaller såvel generelt (baggrundsbelastning) som specifikt fra Avedøreværket. Konklusionen er, at depositionen af tungmetaller som følge af luftformige udledninger til luft fra Avedøreværket uden nogen rimelig tvivl medfører en ubetydelig påvirkning af dyr, planter og fødegrundlag for fugle.

Greenpeace har i brev af 7. marts 2011 anført at miljøvurderingerne i forhold til Natura 2000 områderne ikke har vurderet værkets samlede påvirkning af Natura 2000 området. Af VVM redegørelsen fremgår den samlede påvirkning af Natura 2000 områderne. Det fremgår af kapitel 3, at 0 scenariet er den eksisterende drift. Hovedforslaget er den forventede drift. Mens Biomasse, Kul og Affald er de maksimale driftscenarier.

Grænseværdier i forhold til vandmiljøet.

EU-domstolen har i sag C-231/97 af 29. september 1991 (van Rooij) udtalt, at luftformige emissioner i form af damp indeholdende farlige stoffer, der fortættes og slår ned på overfladevand, skal betragtes som udledninger til vandmiljøet i henhold til Rådets direktiv 76/464/EØF af 4. maj 1976 om forurening, der er forårsaget af udledning af visse farlige stoffer i Fællesskabets vandmiljø. Dommen omfatter ikke særlige bestemmelser om, hvordan der skal fastsættes grænseværdier i relation til luftformige emissioner.



Miljøgodkendelsen af brændselsomlægningen omfatter i overensstemmelse med § 2, nr. 5, i bekendtgørelse nr. 1022 af 25. august 2010 om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet (og dommen i sag C-231/97) en vurdering af påvirkningen af vandmiljøet som følge af luftformige emissioner af tungmetaller. Vurderingen viser, at relevante miljøkvalitetskrav kan overholdes med endda særdeles stor margen.

Vurderingen af den luftbårne forurenings betydning for vandmiljøet er foretaget på grundlag af de samme principper, som anvendes ved direkte udledninger af spildevand. Ved de direkte udledninger af spildevand fastsættes således udlederkrav, der her svarer til emissionsgrænseværdier til luft. Der foretages efterfølgende en beregning af, om relevante miljøkvalitetskrav kan overholdes, jf. § 15 i bekendtgørelse nr. 1022, hvilket NIRAS har gjort i notat af 15. juli 2010.

Emissionsgrænseværdierne til luft for tungmetaller skal overholdes ved præstationskontrol, hvilket er en skærpende kontrolform i forhold til normal vurdering af udledninger af tungmetaller med spildevand (transportkontrol). Miljøstyrelsen må derfor afvise Greenpeace påstand om, at grænseværdien for udsendelse af kviksølv til luften ikke opfylder kravet i direktiv 2006/11, idet dette direktiv netop indeholder krav om fastsættelse af emissionsnormer.

Miljøstyrelsen Roskilde har i to bilag, der dels vedrører vurdering af påvirkning af terrestriske områder med nedfald af tungmetaller, dels vedrører supplerende bemærkninger om deposition af kvælstof, mere detaljeret redegjort for baggrunden for styrelsens konklusioner ovenfor på disse punkter.

## Natur- og Miljøklagenævnets bemærkninger og afgørelse

### Indledende bemærkninger

Avedøreværket er omfattet af punkt G 101 "Kraftværker, varmeproducerende anlæg, gasturbineanlæg og gasmotoranlæg med en samlet indfyret effekt på mere end 50 MW" på godkendelsesbekendtgørelsens bilag 1. Det indebærer, at brændselsomlægningen skal godkendes efter miljøbeskyttelseslovens § 33. Miljøstyrelsen Roskilde er godkendelsesmyndighed for værket, idet der fyres med kul, jf. § 3, stk. 3, nr. 1, i godkendelsesbekendtgørelsen<sup>9</sup>.

<sup>9</sup>Bekendtgørelse nr. 1640/2006 om godkendelse af listevirksomhed

Avedøreværket er endvidere omfattet af bilag 1, punkt 2a, til bekendtgørelse nr. 1335 af 6. december 2006 om vurdering af visse offentlige og private anlægs virkning på miljøet (VVM-bekendtgørelsen) i medfør af lov om planlægning "Konventionelle kraftværker og andre fyringsanlæg med en termisk ydelse på mindst 120 MW." Projektet vedrørende brændselsomlægningen er omfattet af bekendtgørelsens bilag 1, pkt. 38, idet ændringen i sig selv opfylder tærskelværdien i punkt 2a. På den baggrund er der udarbejdet en VVM-redegørelse for brændselsomlægningen på Avedøreværket.

Projektet vedrørende indfyring af affald på Avedøreværket er omfattet af § 2, stk. 4, nr. 2 i VVM-bekendtgørelsen. På den baggrund har Miljøstyrelsen meddelt en VVM-tilladelse til projektet. Det fremgår af sagen, at der endnu ikke er søgt om miljøgodkendelse til dette projekt.

I forhold til WM-reglerne varetager Miljøstyrelsen Roskilde kommunalbestyrelsens opgaver og beføjelser for anlægget, idet godkendelseskompetencen efter miljøbeskyttelseslovens § 40 er henlagt til Miljøstyrelsen.

Avedøreværket er herudover omfattet af Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 1666 af 14. december 2006 om kontrol med risikoen for større uheld med farlige stoffer som kolonne 2-virksomhed på grund af værkets oplag af ammoniak, der anvendes i DeNOx-anlæggene.

Endelig er Avedøreværket omfattet af bekendtgørelse nr. 808 af 25. september 2003 om begrænsning af visse luftforurenende emissioner fra store fyringsanlæg, der fastsætter grænseværdier for emissionen af SO<sub>2</sub> (svovldioxid), NO<sub>x</sub> (kvælstoffilter) og støv for store fyringsanlæg (anlæg med en indfyret effekt over 50 MW). Emissionsgrænserne er afhængige af brændselstype, anlægstype samt anlægsstørrelse.

#### *Internationale naturbeskyttelsesområder*

Før der træffes afgørelse om tilladelse eller godkendelse efter miljøbeskyttelseslovens § 33, skal der foretages en vurdering af, om det ansøgte projekt i sig selv eller i forbindelse med andre planer og projekter kan påvirke et Natura 2000-område væsentligt, jf. habitatbekendtgørelsens<sup>10</sup> § 7, stk. 1, jf. § 8, stk. 7, nr. 6.

<sup>10</sup> Bekendtgørelse nr. 408 af 1. maj 2007 om udpegning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder samt beskyttelse af visse arter.

Hvis projektet i sig selv eller i forbindelse med andre planer og projekter kan påvirke et Natura 2000-område væsentligt, skal der foretages en nærmere konsekvensvurdering af projektets virkninger på Natura 2000-området under hensyn til bevaringsmålsætningen for det pågældende område, jf. habitatbekendtgørelsens § 7, stk. 2.

Hvis vurderingen viser, at det ansøgte projekt vil skade området, må der ikke meddeles tilladelse til det ansøgte, jf. habitatbekendtgørelsens § 7, stk. 2. Vurderingen skal fremgå af afgørelsen, jf. bekendtgørelsens § 7, stk. 4.

Tilsvarende skal der i redegørelsen til planforslag efter planloven indgå en vurdering af forslagens virkninger på området under hensyn til områdets bevaringsmålsætninger, hvis planen i sig selv eller i forbindelse med andre planer og projekter kan påvirke et Natura 2000-område væsentligt, jf. habitatbekendtgørelsens § 6. Hvis vurderingen viser, at planen vil skade Natura 2000-området, kan planen ikke vedtages.

Det er uden betydning, om planen/projektet ligger indenfor habitatområdet eller udenfor, hvis der foreligger en risiko for, at selve habitatområdet påvirkes.

Greenpeaces hovedsynspunkt i klagen er, at der burde have været gennemført en konsekvensvurdering af, hvordan miljøgodkendelsen påvirker de nærliggende Natura 2000-områder, idet det er Greenpeaces opfattelse, at udnyttelse af miljøgodkendelsen vil medføre en væsentlig forøget påvirkning af Natura 2000-området med kviksølv og andre tungmetaller.

Natur- og Miljøklagenævnet har derfor valgt at behandle de 3 påklagede afgørelser samlet med henblik på en stillingtagen til, om de primære forpligtelser, der følger af habitatdirektivet og habitatbekendtgørelsen, er opfyldt.

Habitatbekendtgørelsens § 6 og 7 gennemfører habitatdirektivets artikel 6, stk. 3 og 4, der har følgende ordlyd:

"Stk. 3. Alle planer eller projekter, der ikke er direkte forbundet med eller nødvendige for lokalitetens forvaltning, men som i sig selv eller i forbindelse med Forvaltning af Natura 2000-områder med andre planer og projekter kan påvirke en sådan lokalitet væsentligt, vurderes med hensyn til deres virkninger på lokaliteten under hensyn til bevaringsmålsætningerne for denne. På baggrund af konklusionerne af vurderingen af virkningerne på lokaliteten, og med forbehold af stk. 4, giver de kompetente nationale myndigheder først deres tilslutning til en plan eller et projekt, når de har sikret sig, at den/det ikke skader lokalitetens integritet, og når de - hvis det anses for nødvendigt - har hørt offentligheden.

Stk. 4. Hvis en plan eller et projekt, på trods af at virkningerne på lokaliteten vurderes negativt, alligevel skal gennemføres af bydende nødvendige hensyn til væsentlige samfundsinteresser, herunder af social eller økonomisk art, fordi der ikke findes nogen alternativ løsning, træffer medlemsstaten alle nødvendige kompensationsforanstaltninger for at sikre, at den globale sammenhæng i Natura 2000 beskyttes. Medlemsstaten underretter Kommissionen om, hvilke kompensationsforanstaltninger, der træffes.

Hvis der er tale om en lokalitet med en prioriteret naturtype og/eller en prioriteret art, kan der alene henvises til hensynet til menneskers sundhed og den offentlige sikkerhed eller væsentlige gavnlige virkninger på miljøet, eller, efter udtalelse fra Kommissionen, andre bydende nødvendige hensyn til væsentlige samfundsinteresser."

Artikel 6, stk. 3 opstiller en trinvis procedure for vurdering af planer og projekter, hvor første trin i proceduren består i en vurdering (artikel 6, stk. 3, første punktum), mens andet trin er de kompetente nationale myndigheders afgørelse (artikel 6, stk. 3, andet punktum), og hvor tredje trin (artikel 6, stk. 4) bliver aktuelt, hvis det foreslås, at en plan eller et projekt, på trods af en negativ vurdering, ikke skal afvises, men overvejes nøjere.

Denne trinvis procedure er præciseret i EF-domstolens afgørelse i C-127/02 af 7. september 2004 (herefter 'Waddenzee-dommen'), der fastslår, at myndigheden skal foretage en vurdering af, om det kan udelukkes, at projektet i sig selv eller i forbindelse med andre planer og projekter kan påvirke det internationale naturbeskyttelsesområde væsentligt (væsentlighedsvurderingen). Hvis en sådan påvirkning på baggrund af objektive kriterier ikke kan udelukkes, skal der, såfremt projektet ønskes fremmet, foretages en konsekvensvurdering. Konsekvensvurderingen skal omfatte alle aspekter af projektet,

som i sig selv eller i sammenhæng med andre projekter eller planer kan påvirke det internationale naturbeskyttelsesområdes bevaringsmålsætning, og virkningen skal bedømmes på grundlag af "den bedste videnskabelige viden på området".

Der kan herefter ifølge Waddenzee-dommen kun gives tilladelse, hvis det ud fra et videnskabeligt synspunkt uden rimelig tvivl kan fastslås, at projektet ikke har skadelige virkninger for det internationale naturbeskyttelsesområdes integritet.<sup>11</sup>

<sup>11</sup>Jf. dommens præmis 59. Se endvidere EF-Domstolens dom i sag C 239/04 Kommissionen mod Portugal, præmis 19, sag nr. C-418/04 Kommissionen mod Irland, præmis 226 ff, og sag C 304/05 Kommissionen mod Italien, præmis 60f.

Naturstyrelsen udsendte i juni 2011 Vejledning til bekendtgørelse nr. 408 af 1. maj 2007 om udpegning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder samt beskyttelse af visse arter.

Naturstyrelsen skriver heri bl.a. om den foreløbige vurdering (væsentlighedsvurderingen), at "Formålet med den foreløbige vurdering er at tage stilling til, om planen eller projektet har en karakter, så en nærmere konsekvensvurdering er påkrævet. Påvirkningen behøver ikke at være negativ. Hvis myndigheden på baggrund af en foreløbig vurdering, der er udtryk for et kvalificeret skøn, kan afvise, at en plan eller projekt i sig selv eller i forbindelse med andre planer og projekter kan påvirke et Natura 2000-område væsentligt, er der ikke efter habitatbekendtgørelsen pligt til at udarbejde en nærmere konsekvensvurdering."

Naturstyrelsen skriver videre i sin vejledning, at "udtrykket væsentligt skal fortolkes objektivt, men skal samtidig også ses i forhold til de lokale miljø- og naturforhold, herunder baggrundsbelastning, i det konkrete Natura 2000-område. Bevaringsmålsætningerne sammenholdt med konkrete oplysninger om området er vigtige for at kunne vurdere, hvornår en påvirkning kan anses for væsentlig i det enkelte område.

...

Det er en væsentlig påvirkning af Natura 2000-området, hvis en plan eller et projekt risikerer at skade bevaringsmålsætningen for det pågældende Natura 2000-område, jf. EU-Domstolens Muslingedøm (C-127/02). Domstolen har hermed understreget, at påvirkningen skal vurderes ud fra, om den er så væsentlig, at gunstig bevaringsstatus ikke kan opretholdes, eller der ikke kan opnås gunstig bevaringsstatus eller - når mere præcise mål er fastsat - de mål, som opstilles i Natura 2000-planen. Naturtyperne og arterne skal således være stabile eller i fremgang."

Naturstyrelsen henviser i sin vejledning til EU-Kommissionens supplerende vejledning fra 2001 til habitatdirektivet "Assessment of Plans and Projects significantly affecting Natura 2000 sites". Det fremgår heraf bl.a., at myndighederne på første trin i habitatvurderingen (væsentlighedsvurderingen) skal anvende forsigtighedsprincippet proportionalt med projektets eller planens størrelse.

Kommissionens vejledning peger i den forbindelse på, at det for store projekter vil være muligt at bestemme, om der vil være betydelige (væsentlige) virkninger alene på baggrund af projektoplysninger, oplysninger om det aktuelle Natura 2000 område samt kendsgerninger om bevaringsmålsætninger og bevaringsstatus.

Hvis det således på baggrund af vurdering på trin 1 i habitatvurderingen (væsentlighedsvurderingen) ikke kan udelukkes, at en plan eller et projekt kan påvirke den udpegede lokalitet væsentligt, skal der foretages en egentlig konsekvensvurdering. Det er uden betydning, hvor stor risikoen er, idet den nærmere vurdering af risikoen og de deraf følgende konsekvenser for projektet først skal endeligt afklares i forbindelse med konsekvensvurderingen.

I væsentlighedsvurderingen indgår som nævnt ovenfor en vurdering af, om projektet i sig selv eller i forbindelse med andre planer og projekter kan påvirke Natura 2000-området væsentligt, idet en række hver for sig beskedne påvirkninger samlet kan resultere i en væsentlig påvirkning. Artikel 6, stk. 3, definerer ikke udtrykkeligt, hvilke andre planer og projekter bestemmelsen om den samlede påvirkning omfatter, men det antages i Kommissionens vejledning fra 2000, at der kan være tale om planer eller projekter, som er fuldført hhv. godkendt, men endnu ikke fuldført, eller som endnu ikke foreslået. Vejledningen peger dog på, at det vil være hensigtsmæssigt at begrænse bestemmelsen om kumulative virkninger til kun at omfatte andre planer eller projekter, som reelt er foreslået.

Som nævnt ovenfor har Greenpeace i klagen anført, at Miljøstyrelsens screening af ansøgningen fra Dong Energy fejlagtigt alene har taget udgangspunkt i de ansøgte ændringer i forhold til den gældende miljøgodkendelse, idet Greenpeace hævder, at screeningen efter habitatdirektivets artikel 6, stk. 3, skal vedrøre det samlede anlæg, som det f.eks. fremgår af nævnets praksis i sager om miljøgodkendelse af husdyrbrug.

Natur- og Miljøklagenævnet skal hertil oplyse, at habitatdirektivets krav om konsekvensvurdering og den forudgående screening (væsentlighedsvurderingen), jf. artikel 6, stk. 3, ikke omfatter igangværende lovlig aktiviteter, som allerede er tilladt/godkendt. Heraf følger, at væsentlighedsvurderingen og en eventuel konsekvensvurdering alene omfatter den merudledning, som måtte være konsekvensen af en udvidelse af driften af en eksisterende lovlig virksomhed, men set i sammenhæng med de eksisterende udledninger, jf. det kumulative princip.

Nævnets praksis på husdyrområdet skyldes, at husdyrbruglovens ikrafttrædelses- og overgangsbestemmelser forpligter miljømyndighederne til at godkende det samlede husdyrbrug første gang, der meddeles godkendelse efter husdyrbrugloven, jf. denne lovs § 103, stk. 2. Dette indebærer efter habitatbekendtgørelsens § 7, stk. 1 og 2, og § 8, stk. 6, at der skal foretages en vurdering af, om den samlede påvirkning fra husdyrbruget risikerer at skade et habitatområde. Det beror altså på husdyrbrugloven og administrationen af denne, at udvidelser af husdyrbrug behandles anderledes end udvidelser af virksomheder, der er omfattet af miljøbeskyttelsesloven i relation til habitatforpligtelserne.

*Natura 2000-områdets sårbarhed*

Det fremgår bl.a. af basisanalysen, at naturtyperne på land "hvide klitter og vandremiler" (naturtype 2120), "stabile kystklitter med urteagtig vegetation" (grå klit og grønsvær klit) (naturtype 2130) og "fugtige klitlavninger" (naturtype 2190) er følsomme overfor kvælstofdeposition. Bevaringsstatus for disse typer i området er ugunstig, og der er fastsat et tålegrænseinterval fra 10 til 20 kg N/ha/år.

Det oplyses endvidere i VVM-redegørelsens afsnit 4.8.4.1, at baggrundsdepositionen på land udgør 10-13 kg N/ha/år, idet der regnes med en baggrundsdeposition i Tårnby Kommune på 13 kg N/ha/år.<sup>12</sup>

<sup>12</sup>Tillægget til basisanalysen.

Den samlede kvælstofdeposition til land fra Avedøreværket (3 km's afstand) oplyses i VVM-redegørelsens tabel 4.31 (indsat i redegørelsen foran). Det fremgår eksempelvis heraf, at depositionen til græsarealer udgør fra 0,2 til 0,3 kg N/ha/år alt efter hvilket scenarie, der er tale om.

Det er ikke oplyst, hvorvidt naturtyperne 2120, 2130 og 2190 er følsomme overfor/truet af miljøfarlige stoffer, herunder kviksølv.

Det fremgår endvidere af basisanalysen, dels at de kystnære naturtyper sandbanke (1110), lagune (prioriteret) (1150) og bugt (1160) er truet af miljøfarlige stoffer<sup>13</sup>, herunder kviksølv og næringsstoffer<sup>14</sup>, dels at de nævnte naturtyper er i ugunstig bevaringsstatus.

<sup>13</sup>Natura 2000 planforslagets bilag 2.

<sup>14</sup>Fra vandet - ikke deposition.

For så vidt angår dyrelivet, herunder fugle, er der ikke oplyst noget i basisanalysen om trusler, der er relevante i forbindelse med Avedøreværket. Bevaringsstatus for de fleste af de udpegede arter er ugunstig eller ukendt.

Der er ikke i forbindelse med udpegningsgrundlaget angivet specifikke tålegrænser for kviksølv- eller anden tungmetalforurening, men det må efter nævnets opfattelse antages som udgangspunkt, at overholdelse af miljøkvalitetskravene i bekendtgørelse nr. 1022/2010 om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet for hhv. sediment, biota og overfladevand sikrer en god kemisk<sup>15</sup> tilstand i Natura 2000-områdets vandområder. Hvor der ikke findes relevante grænseværdier i bekendtgørelse 1022/2010, f.eks. for kviksølvindholdet i sediment, bør der efter nævnets opfattelse tages udgangspunkt i OSPAR's anbefalinger (se også senere bemærkningsafsnit). For landområderne bør der efter nævnets opfattelse tages udgangspunkt i det økologiske jordkvalitetskriterium (se herom i senere afsnit).

<sup>15</sup>"God kemisk tilstand" og "god økologisk tilstand" er en forudsætning for "god tilstand" for overfladevand, jf. miljømålslovens § 12 (LBK. 932/2009).

Nævnet konstaterer på baggrund af ovenstående, at Natura 2000-område 143 er sårbart overfor bl.a. forurening med kvælstof og miljøfarlige stoffer, herunder kviksølv, der udgør en væsentlig del af forureningen fra Avedøreværket.

*Nævnets vurdering af brændselsomlægningen*

Natur- og Miljøklagenævnet lægger til grund, at hovedproblemet i forhold til Natura 2000-området Vestamager er Avedøreværkets emissioner af kviksølv.

Kviksølv er giftigt ved selv meget lave koncentrationer for de fleste former af liv, idet længevarende eksponering med kviksølv kan forårsage alvorlige kroniske skader på bl.a. reproduktion, embryoudvikling og nervesystemet. Kroniske effekter på vandlevende dyr, der lever i vandmiljøet, vurderes at forekomme ved omkring 0,1 mikrogram pr. liter, mens akut toksiske effekter vurderes at forekomme ved koncentrationer omkring 1 mikrogram pr. liter.

Desuden har kviksølv et højt potentiale for at blive bioakkumuleret op igennem fødekæden, og i miljøet vil kviksølv derfor ofte udgøre den mest betydende risiko for især fiskespisende toppredatorer som fugle og marine pattedyr. Uorganisk kviksølv omdannes af bakterier til metylkviksølv, der lettere ophobes i fødekæden via bundlevende dyr (biota), herunder muslinger og fisk m.m., til dyr højere oppe i fødekæden som fiskespisende fugle, sæler og marsvin, hvor det har mere langsigtede skadevirkninger.

Natur- og Miljøklagenævnet konstaterer,

-	at brændselsomlægningen på Avedøreværket vil give mulighed for en permanent øget forurening med bl.a. svovlforbindelser, kvælstofforbindelser og tungmetaller,
-	at Avedøreværket med den nuværende drift udleder store mængder svovlforbindelser, kvælstofforbindelser og tungmetaller <sup>16</sup> ,
-	at kviksølv er en meget farlig miljøgift,
-	at værket ligger umiddelbart i nærheden af Natura 2000 område 143,
-	at Natura 2000 området omfatter flere arter og naturtyper, der er i ugunstig bevaringsstatus og som potentielt kan påvirkes negativt af værkets forurening, og
-	at dele af området er meget belastet af kviksølvforurening fra andre kilder.

<sup>16</sup>Avedøreværkets kviksølvforurening svarer til op til 10 % af den samlede kviksølvbelastning i Danmark på ca. 500 kg pr. år (DMU 1996: Tungmetaller i Danske jorder)

På den baggrund mener nævnet, at det ikke kan udelukkes, at projektet i sig selv eller i sammenhæng med værkets nuværende emissioner indebærer en risiko for skade på Natura 2000 områdets integritet, og at den usikkerhed må medføre, at der skal foretages en nærmere vurdering.

Før der gives tilladelse til det ansøgte, bør der således foreligge en konsekvensvurdering, som viser, at det ud fra et videnskabeligt synspunkt uden rimelig tvivl kan udelukkes, at projektet vil skade det internationale naturbeskyttelsesområdes integritet under hensyn til bevaringsmålsætningen for dette.

Natur- og Miljøklagenævnet har noteret sig, at de miljøvurderinger, der er foretaget i forhold til det nærliggende Natura 2000-område, alene er foretaget som væsentlighedsvurderinger efter habitatdirektivets artikel 6, stk. 3, dvs. uden nærmere konsekvensvurdering efter habitatdirektivets artikel 6, stk. 3, jf. Miljøstyrelsens brev af 16. april 2011,

Efter nævnets opfattelse er det ikke i Miljøstyrelsen Roskildes VVM-redegørelse m.v. dokumenteret, at projektet i sig selv eller i sammenhæng med værkets nuværende emissioner ikke indebærer en risiko for skade på Natura 2000 områdets integritet.

Miljøstyrelsen Roskildes afgørelser er derfor behæftet med en væsentlig mangel, jf. habitatbekendtgørelsens § 6, stk. 2 og § 7, stk. 2.

Natur- og Miljøklagenævnet gør i den forbindelse opmærksom på, at det ikke er muligt at give en udtømmende beskrivelse af kravene til en konsekvensvurdering efter habitatdirektivet, idet det altid vil afhænge af en konkret vurdering af det aktuelle projekt i forhold til det berørte områdes udpegningsgrundlag og bevaringsmålsætninger, områdets karakter i øvrigt og de specielle økologiske forhold, der knytter sig til de udpegede arter og naturtyper. Nævnet skal dog eksempelvis pege på eksisterende data og viden, som f.eks. stammer fra statens egen miljøovervågning, viden om eksisterende og kendt mulig fremtidig belastning med miljøfremmede stoffer, viden om årsagssammenhænge og påvirkning af hele økosystemer på forskellige trofiske niveauer m.v.

Efter nævnets opfattelse bør den eksisterende forhåndsbelastning af naturtyper og arter i udpegningsgrundlaget for Natura 2000-området beskrives i konsekvensvurderingen, så det er muligt at vurdere virkningen af den øgede påvirkning ved projektet. Det er i den sammenhæng nødvendigt, at miljøtilstandens udvikling i tid beskrives på en sådan måde, at miljøets robusthed (eller mangel på samme) er kendt på det tidspunkt, hvor den øgede belastning begynder.

Nævnet finder endvidere, at den ekstrabelastning, som økosystemerne udsættes for, bør vurderes ud fra et processynspunkt. Således bør stoffernes - især tungmetallernes - mobilitet inden for og mellem de terrestriske, ferske og marine naturtyper belyses, ligesom konsekvenserne af eventuel mobilitet og ophobning (akkumulering) særlig på de høje trofiske niveauer bør behandles.

#### Nævnets supplerende bemærkninger til Miljøstyrelsens afgørelser

Miljøstyrelsens bemærkninger til klagen henleder opmærksomheden på en række



forhold. Nævnet vil i det følgende kommentere enkelte af disse forhold.

#### *Tungmetaller generelt*

Miljøstyrelsen gør i sine kommentarer fra 26. januar 2011, pkt. 1d og pkt. 3, opmærksom på, at miljøgodkendelser hidtil ikke har indeholdt en vurdering af depositionen af tungmetaller til hverken land eller til vand som følge af luftformige emissioner. Natur- og Miljøklagenævnet er for så vidt enig heri, men må samtidig fastslå, at forpligtelsen til at vurdere depositionen af tungmetaller via luftformige emissioner bl.a. følger af habitatdirektivet og de heraf følgende forpligtelser i forhold til de udpegede Natura 2000-områder.

#### *Kviksølv i overfladevand.*

Miljøstyrelsen fremhæver i høringssvaret af 26. januar 2011, at udledningen af kviksølv fra Avedøreværket i sig selv er uden betydning for vandmiljøet, idet relevante miljøkvalitetskrav for såvel overfladevand som biota kan overholdes med særdeles høj margin. Nævnet er enig i, at det marine miljøkvalitetskrav tilsyneladende overholdes, men så vidt ses indgår alene Avedøreværkets bidrag i beregningen og ikke bidrag fra andre kilder. (Se endvidere nedenfor i afsnittet om biota).

Miljøstyrelsen oplyser endvidere, at "for de tungmetaller, hvor der foreligger oplysninger herom, er baggrundsdepositionen til vand væsentligt højere end depositionen af tungmetaller udsendt fra Avedøreværket (se tabel 20 og 25 i miljøgodkendelsen)". Natur- og Miljøklagenævnet skal hertil bemærke, at det er depositionen fra alle kilder, der bør inddrages i habitatvurderingen. I de tabeller der henvises til, er der ikke oplysninger om baggrundsdepositionen af kviksølv, men alene om Avedøreværkets bidrag.

Ifølge nævnets oplysninger er kviksølvdepositionen til Kattegat, Skagerrak og den østlige Nordsø 5-10  $\mu\text{g Hg}/\text{m}^2/\text{år}$  (Wängberg et al. 2007, OSPAR 2008). I de indre danske farvande og den vestlige Østersø er depositionen vurderet til 7-14  $\mu\text{g Hg}/\text{m}^2/\text{år}$ , og det vurderes, at der er en generelt forhøjet kviksølvdeposition i Øresundsområdet på op til 15  $\mu\text{g Hg}/\text{m}^2/\text{år}$  (HELCOM 2010).

Det er i DMU's notat af oktober 2009 om depositionsregninger (tabel 4) vurderet, at der på vandområder (3 km fra værket) deponeres ca. 6,6  $\mu\text{g Hg}/\text{m}^2/\text{år}$  under de nuværende forhold (0-alternativet). I det rene biomasse-scenarie ses en mindre deposition, nemlig 6,0  $\mu\text{g Hg}/\text{m}^2/\text{år}$ . I de øvrige scenarier ses en forøgelse af depositionen til værdier fra 10,7 - 21,7  $\mu\text{g Hg}/\text{m}^2/\text{år}$ . Samme depositionsverdier anvendes i VVM-redegørelsens tabel 4.33 om deposition på landområder (se senere bemærkninger).

Avedøreværkets deposition til vandområder bliver således af samme størrelsesorden eller større end den gennemsnitlige deposition til vandområder er vurderet til at være i Danmark.

#### *Kviksølv i sedimentet*

Det fremgår af VVM-redegørelsens afsnit 4.8.2.1 om Køge Bugt, at hele området, især kystvandet, er påvirket af for høje koncentrationer af kviksølv i sedimentet. Det fremgår endvidere af VVM-redegørelsens afsnit 4.8.2.2 om Natura 2000, at en begrænsende faktor for at opnå et uforstyrret dyre- og planteliv i Kalveboderne er det høje indhold af tungmetaller og miljøfarlige stoffer i sedimentet.

På baggrund af oplysningerne i sagen må Kalvebodsområdet generelt anses for meget belastet i forhold til OSPAR's EAC-værdier for kviksølv i sediment<sup>17</sup>, som også anført af Greenpeace. I sedimentet længere ude i Køge Bugt ligger kviksølvindholdet under OSPAR's EAC - værdier.

<sup>17</sup> OSPAR Commission, 2004:OSPAR/ICES Workshop on evaluation and update of BRCs and EACs: EAC for kviksølv i sediment: 0,05-0,5 mg/kg tørstof. I OSPAR anvendes i nyere miljøvurderinger såkaldte ERL-værdier for kviksølv i sediment på 150 µg Hg/kg tørvægt (OSPAR 2009) med henblik på vurdering af potentialet for, at der forekommer uønskede effekter i havmiljøet.

Natur- og Miljøklagenævnet har noteret sig, at Miljøstyrelsen i sit svar til nævnet af 16. januar 2011 (afsnit b og c) anfører, at brændselsomlægningen på Avedøreværket ikke vil være til hinder for på sigt at opnå niveauer for kviksølv i sediment, der ikke adskiller sig væsentligt fra de naturlige baggrundsværdier, samt at det høje indhold af kviksølv i sedimentet tilskrives aktiviteter i havnen, som ikke findes længere, f.eks. den nu nedlagte Soyakagefabrik.

Miljøministeren har den 2. december 2010 oplyst, at "Kviksølv nedbrydes ikke i naturen, og de forhøjede koncentrationer, som de tidligere udledninger har givet anledning til, vil derfor stadig være til stede i vandmiljøet længe efter, at anvendelse og udledninger er blevet reduceret eller bragt til ophør. Med få undtagelser er det ikke muligt at fjerne dette kviksølv fra vandmiljøet igen."<sup>18</sup>

<sup>18</sup>Besvarelse den 2. december 2010 af spørgsmål 166 (alm. Del) fra Miljø- og Planlægningsudvalget i anledning af DMU's rapport: "Kviksølvforbindelser, HCB og HCCPD i det danske vandmiljø".

Nævnet vurderer på baggrund af ovenstående, at det ikke kan udelukkes, at den ugunstige bevaringsstatus for flere naturtyper og arter i udpegningsgrundlaget helt eller delvist skyldes kviksølvindholdet i sedimentet, navnlig i Kalvebodsområdet.

I øvrigt bemærkes, at det fremgår af EU-Kommissionens vejledning om forvaltning af Natura 2000-områder (afsnit 4.6.3), at "et område kan beskrives som havende en høj grad af integritet, hvis områdets potentiale for at opfylde bevaringsmålsætningerne er realiseret, hvis dets evne til regenerering og fornyelse under dynamiske vilkår er bevaret, og hvis der kun kræves et mindstemål af forvaltningsforanstaltninger til støtte herfor."

Det fremgår ikke af sagen, hvilken viden der foreligger om den hastighed, hvormed områdets tilstand forbedres på grund af "selvreparation". Nævnet bemærker, at der ikke er foretaget en vurdering af, hvorvidt forbedringer ved "selvreparation" af området skrider fremad i en takt, som er væsentligt hurtigere end den skade, som måtte ske ved

yderligere tilførsel af kviksølv fra Avedøreværket, således at området samlet set forbedres med tiden i en hastighed, som opfylder den generelle direktivforpligtelse til, at udpegningsgrundlaget opnår gunstig bevaringsstatus.

Der bør derfor i forbindelse med en konsekvensvurdering foretages en nærmere bedømmelse af ekstrabidraget af kviksølv fra Avedøreværket til det marine system i forhold til den allerede eksisterende belastning, herunder hvorledes udbredelsesfanen forløber fra kildesedimenterne i havnen og særlig mod syd.

#### *Kviksølv i biota*

I høringsvaret fra Miljøstyrelsen af 16. april 2011 gør Miljøstyrelsen opmærksom på, at miljøkvalitetskravet<sup>19</sup> i henhold til bekendtgørelse nr. 1022/2010<sup>20</sup> for biota ikke er overholdt, hvilket nævnet er enig i. Denne bekendtgørelse var ikke trådt i kraft, da Miljøcenter Roskilde traf afgørelse i sagen.

<sup>19</sup> 20 µg/kg våd vægt - tænkt som alternativ til grænseværdier for sediment/havvand.

<sup>20</sup> Bekendtgørelse nr. 1022 af 25. august 2010 om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet

I klagen fra Greenpeace henvises til OSPAR's EAC-værdi på 10 µg Hg/kg ts. Nævnet bemærker hertil, at der er tale om et forslag i 2005 til EAC-værdi. EAC-værdien er dog udgået af OSPAR's miljøvurderinger efter 2009.

Der har derfor på det tidspunkt, da Miljøstyrelsen Roskilde traf afgørelse i sagen, ikke været nogen retningslinjer om indhold af kviksølv i biota hverken efter OSPAR's retningslinjer eller bekendtgørelse 1022/2010. Nævnet finder dog ikke, at Miljøstyrelsen Roskilde har haft anledning til at se bort fra de høje niveauer af kviksølv i biota.

Det skal desuden bemærkes, at det generelle miljøkvalitetskrav for kviksølv i biota på 20 µg/kg vådvægt i bekendtgørelse 1022/2010, som er fastsat til beskyttelse af fiskespisende toppredatorer, gælder både ferskvand og det marine miljø. En inddragelse af biota fra vigtige ferskvandsmiljøer på Vestamager, og ikke kun fra det marine miljø, bør derfor indgå i vurderingen af konsekvenserne af en øget kviksølvbelastning på alle de beskyttede arter og naturtyper inden for hele Natura-2000 området.

#### *Tungmetaller på land*

Miljøstyrelsen har i sit høringsvar af 16. januar 2011 oplyst, at der ikke opereres med tålegrænser for tungmetaller i forhold til naturtyper på land efter Natura 2000-planen (udkastet), og at depositionen af tungmetaller fra Avedøreværket på Vestamager er 5-10 gange lavere end baggrundsdepositionen på land. Baggrundsdepositionen for kviksølv på land er ikke oplyst i sagen. Nævnet kan derfor ikke tilslutte sig Miljøstyrelsens argumentation for så vidt angår kviksølv.

Det fremgår endvidere af sagen, at VVM-redegørelsens beregnede værdier for depositionen til landområder er de samme som de oprindeligt af DMU beregnede for vandområder. Det fremgår af DMU's notat fra oktober 2009 om depositionsregninger, at den "tørre del" af depositionen er lille i forhold til den "våde del". Der er således ikke forskel på depositionen til landområder og vandområder.

Det er i VVM-redegørelsen vurderet, at der på land (3 km fra værket, dvs. i Natura 2000-området) deponeres ca. 6,6 µg/m<sup>2</sup> årligt under de nuværende forhold (0-alternativet). I det rene biomassesценarie ses en mindre deposition, nemlig 6,0 µg/m<sup>2</sup>. I de øvrige scenarier ses en forøgelse af depositionen til værdier fra 10,7 til 21,7 µg/m<sup>2</sup>.

I "Tungmetaller i danske jorder", DMU 1996, side 8, anslås det totale nedfald af kviksølv i Danmark til ca. 500 kg pr. år svarende til en gennemsnitlig deposition på 12 µg/m<sup>2</sup> om året<sup>21</sup>. Det må således antages, at den samlede årlige tilførsel af kviksølv fra Avedøreværket er lige så stor eller større end den beregnede gennemsnitlige deposition på land (sammenlign også med afsnittet foran om kviksølv i overfladevand).

<sup>21</sup> Idet Danmarks areal udgør 43.100 km<sup>2</sup>.

Hvis det antages, at kviksølvet fra Avedøreværket ophobes i de øverste ca. 0,1 meter af jordlaget, vil der efter nævnets beregninger hvert år ske en koncentrationsforøgelse i jorden på 10 gange den årlige deposition, dvs. fra 66-217 µg/m<sup>3</sup> jord eller ca. 0,043 - 0,145 µg/kg jord (1,5 kg jord nær 1 liter jord).

Hvorvidt denne ophobning i jorden sammen med bidraget fra andre kilder har betydning for de udpegede naturtyper, må bero på en vurdering af naturtypernes følsomhed overfor kviksølv, der ikke er oplyst. Under alle omstændigheder finder nævnet med hensyn til jorden, at DMU's økologiske jordkvalitetskriterium på 100 µg/kg<sup>22</sup> bør anvendes som kriterium, idet overholdelse heraf sikrer bevarelse af jordens økologiske funktioner.

<sup>22</sup>DMU 1996: "Tungmetaller i danske jorder".

Da tungmetalundersøgelsen<sup>23</sup> ikke omfattede større byområder og Amager, kendes indholdet af kviksølv i jorden på Amager ikke. Betydningen af Avedøreværkets bidrag kan derfor ikke vurderes.

<sup>23</sup> DMU 1996: "Tungmetaller i danske jorder".

Konsekvenserne af en øget kviksølvdeposition på land i Natura 2000-området er efter nævnets opfattelse derfor ikke tilstrækkeligt belyst.

Miljøstyrelsens beregning af ophobningen af kviksølv i jord i høringssvarene til nævnet af hhv. 26. januar 2011 og 16. april 2011 forholder sig ikke til spørgsmålet om den mængde kviksølv, der findes i jorden på nuværende tidspunkt. Nævnet er derfor ikke enig i styrelsens konklusion om, at kviksølvdeponeringen på land er uden betydning.

*Kvælstofdepositionen*

Miljøstyrelsen anfører i sin kommentar af 16. april 2011, bilag 2, at de aktuelle naturtyper på Vestamager ikke hører til de mest følsomme over for tilførsel af næringsstoffer. Styrelsen henviser bl.a. til de afskæringskriterier, som anvendes i forbindelse med husdyrbrugsagerne samt DMU's notat af 26. juni 2005<sup>24</sup>, hvor en deposition på 0,6 kg/ha/år statistisk regnes for 0.

<sup>24</sup> Notat af 26. juni 2005 fra DMU om "Usikkerheder i modeller for ammoniak i forbindelse med VVM og tærskelværdi for beregnet kvælstofafsætning for en enkelt kilde til særlig følsomme naturområder."

Nævnet bemærker i den forbindelse, at det fremgår af sagen, at den nedre tålegrænse for de prioriterede naturtyper Grå/grøn klit (2130) og Klitlavning (2190) netop er overskredet allerede som følge af baggrundsdepositionen.

DMU's notat af 26. juni 2005 bygger på en antagelse om, at der ved en merdeposition på 1 kg N/ha pr. år "næppe eksperimentelt med de nuværende biologiske og kemiske undersøgelsesmetoder vil kunne påvises effekter." En beregnet deposition på 0,6 kg N/ha. pr. år vil på den baggrund og under hensyn til usikkerheden på beregningen med stor sandsynlighed være under 1 kg N ha. pr. år - og dermed under den grænse, hvor effekter ses.

I samme notat anføres endvidere om anvendelse af kriteriet i Natura 2000-områder, at "dermed kan det ikke afvises, at der kan være påvirkning i særligt følsomme områder, eksempelvis Natura 2000 områder, og at man vil kunne finde parametre, som kan påvise ændringer i økosystemet over en årrække." Notatet udelukker således ikke, at der vil være effekter ved merdepositioner, der er lavere end 0,6 kg N/ha pr. år.

I VVM-redegørelsen er det beregnet, at depositionen fra Avedøreværket udgør fra ca. 0,2 til 0,6 kg N/ha alt efter det valgte scenarie. Ved alle andre scenarier end de eksisterende forhold øges kvælstofdepositionen - om end i mindre grad.

Hvorvidt den øgede kvælstofdeposition er acceptabel, må bl.a. under hensyn til, at den nedre tålegrænse for kvælstofdepositionen er overskredet samt naturtypernes ugunstige bevaringsstatus, bero på en nærmere konkret vurdering af virkningen af den samlede kvælstofdeposition.

Nævnet lægger i den forbindelse vægt på, at der foretages en konsekvensvurdering i forhold til kvælstofdepositionen. I det konkrete tilfælde vurderer nævnet dog, at det eventuelle ekstra bidrag til den eksisterende eutrofiering med kvælstofforbindelser indebærer mindre økologisk risiko.

#### Natur- og Miljøklagenævnets afsluttende bemærkninger

På baggrund af ovenstående finder nævnet sammenfattende, at det ikke kan udelukkes, at brændselsomlægningen på Avedøreværket i sig selv eller i sammenhæng med andre planer og projekter, herunder værkets nuværende emissioner, indebærer en risiko for skade på det nærliggende Natura 2000-områdes integritet. Nævnet finder derfor, at de

afgørelser, som Miljøstyrelsen Roskilde har truffet på baggrund af ansøgning fra Dong Energy om tilladelse til brændselsomlægning, er behæftet med så væsentlig en mangel, at afgørelserne skal ophæves, jf. habitatbekendtgørelsens § 6, stk. 2 og § 7, stk. 2.

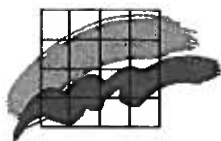
Natur- og Miljøklagenævnet ophæver derfor:

1.	Miljøcenter Roskildes (nu Miljøstyrelsen Roskilde) afgørelse om kommuneplantillæg nr. 9 til Hvidovre Kommunes kommuneplan, udstedt den 19. august 2010,
2.	Miljøcenter Roskildes (nu Miljøstyrelsen Roskilde) afgørelse af 14. oktober 2010 om miljøgodkendelse til omlægning af brændselsindfyringen på Avedøreværket, Hammerholmen 50, 2650 Hvidovre (biomassefyring i blok 1 og kulfyring i hovedkedlen på blok 2) samt
3.	Miljøcenter Roskildes (nu Miljøstyrelsen Roskilde) afgørelse om VVM-tilladelse til indfyring af affald på Avedøreværket, dateret 19. august 2010.

Det bemærkes, at en yderligere fremme af projektet bl.a. må bero på udfaldet af en konsekvensvurdering i overensstemmelse med reglerne i habitatbekendtgørelsens §§ 6 og 7.

Det bemærkes endvidere, at nævnet har forstået, at Dong Energy ønsker at ombygge blok 2 uanset udfaldet af Natur- og Miljøklagenævnets afgørelse. Nævnet går i den forbindelse ud fra, at Miljøstyrelsen Roskilde i nødvendigt omfang tager initiativ til lovliggørelse af ombygningen af blok 2, idet nævnet forudsætter, at selve brændselsomlægningen ikke gennemføres.

Natur- og Miljøklagenævnet • Rentemestervej 8 • 2400 København NV • 72 54 10 00 • CVR: 18 21 09 32 •  
EAN: 5798000865006 • nmkn@nmkn.dk (mailto:nmkn@nmkn.dk?subject=Natur- og Miljøklagenævnets  
Afgørelsesportal)

**DMU**

Danmarks Miljøundersøgelser

26/06 2005  
J.nr. 000/0-000  
lmo/-

*Notat*

## **Usikkerheder i modeller for ammoniak i forbindelse med VVM og tærskelværdi for beregnet kvælstofafsætning for en enkelt kilde til særlig følsomme naturområder**

**Sammenfatning**

DMU har ud fra den eksisterende viden vurderet usikkerheder ved beregning af udslip og afsætning af kvælstof i forbindelse med VVM. På basis heraf vurderer DMU at et rimeligt skøn for tærskelværdien for en enkelt isoleret kilde forstået som den merbelastning, hvorunder bidraget beregnet med de nuværende modeller statistisk set er lig nul, og hvor der ikke i 95 % af de beregnede tilfælde forventes påviselige effekter, er ca. 0,6 kg N/ha pr. år med det nuværende belastningsniveau.

**1. Indledning**

Skov- og Naturstyrelsen har anmodet DMU om at vurdere de statistiske usikkerheder og konfidensintervaller, der er forbundet med de generelle modeller der anvendes i forbindelse med VVM-screening og VVM-redegørelser. Nærværende notat søger at besvare dette spørgsmål på basis af allerede foreliggende materiale og overvejelser.

I en beregning af kvælstofbidraget ifm. VVM indgår

- størrelsen af kvælstofudslippet fra den pågældende kilde (emissionen),
- det beregnede regionale bidrag af kvælstof tilført det pågældende område,
- beregning af enkeltkildebidraget, og
- fastsættelse af tålegrænsen for den pågældende naturtype.

Til hvert af disse elementer hører en usikkerhed, som sædvanligvis angives som en statistisk spredning på middelværdien i absolutte enheder, her kg N/ha pr. år. Forholdet mellem spredningen og middelværdien betegnes den relative usikkerhed og angives i %. Det statistiske konfidensinterval betegnes sædvanligvis som 2 gange spredningen fra middelværdien, som angiver det interval, som værdien vil antage med 95 %'s sandsynlighed.

I notatet vurderes usikkerhederne for hvert af ovenstående elementer, og de søges sammenfattet til et konfidensinterval for det beregnede enkeltkildebidrag, betegnet tærskelværdien for enkeltkildebidraget.

Det skal bemærkes at sammenfatning af de enkelte usikkerhedsbidrag forudsætter en forståelse af variansstrukturen i den samlede beregning. Denne forståelse er endnu ikke til stede, hvorfor de forskellige usikkerheder sammenfattes til en samlet usikkerhed på den aktuelle afsætning på en given lokalitet ved simpelt addition af de enkelte bidrag.

## 2. Usikkerheden på kvælstofudslippet

Usikkerheden på den samlede danske ammoniakopgørelse er vurderet til ca. 10 %. En stor del af usikkerheden i beregninger af ammoniakkoncentrationer og –afsætning relaterer sig til usikkerheden i beskrivelsen af udslip, herunder oplysninger om staldtyper, udbringning m.v. En ny model for sæsonvariationen i udslippene har resulteret i en meget væsentlig forbedring af resultaterne for beregningen af de regionale bidrag til afsætningen af kvælstof. Usikkerheden på et enkeltbidrag skønnes herefter i mangel af bedre at være i størrelsesordenen det dobbelt af ovenstående skøn for den samlede opgørelse, altså ca. 20 %.

## 3. Usikkerheden på det regionale kvælstofbidrag

Bestemmelsen af depositionen af kvælstofforbindelser er behæftet med betydelig usikkerhed, idet den samlede afsætning af kvælstof er summen af mange bidrag.

### Måling af det regionale kvælstofbidrag

De nedenstående angivelser af usikkerheden på de beregnede kvælstofbidrag er fremkommet ved sammenligning med målinger. Usikkerheden på måling af den årlige tilførsel af kvælstof med nedbøren på den enkelte målelokalitet i NOVANA programmet er skønnet til ca.  $\pm 10$  %. Den øvrige tilførsel (tøraftsætningen) beregnes med modeller og den samlede usikkerhed på disse beregninger er vurderet til  $\pm 50$  % for vandoverflader og  $\pm 80$  % for landoverflader.

Kendes forholdet mellem våd- og tøraftsætningen kan disse resultater kombineres til et samlet skøn på usikkerheden for bestemmelsen af den totale årlige kvælstoftilførsel til hhv. vandoverflader til  $\pm 10$ -25 % og til landoverflader til  $\pm 25$ -40 %.

### Beregning af det regionale kvælstofbidrag

Den samlede regionale tilførsel af kvælstof til danske land- og havområder beregnes med spredningsmodeller, indtil 2004 med ACDEP-modellen og fremover med den nye og bedre model DEHM-REGINA. Beregningerne af koncentrationer og depositioner foretages i dag på  $30 \times 30 \text{ km}^2$  felter. Det forventes at modellen i nær fremtid vil kunne beregne afsætningen på  $5 \times 5 \text{ km}^2$  felter.

De foreløbige resultater for DEHM-REGINA viser en væsentlig bedre beskrivelse af niveauer og af den tidlige udvikling holdt op mod europæiske og danske måleserier sammenlignet med ACDEP. I modellen indgår endvidere 8 overfladetyper, hvor ACDEP kun har én overfladetype.

### Sammenligning mellem målinger og beregninger af det regionale kvælstofbidrag

Resultater for ACDEP-modellen for år 2002 (kg N/ha) viser konkrete afvigelser fra  $-13$  til  $+15$  % sammenlignet med 5 af danske målestationer. Afvigelsen for resultaterne fra skovstationen ved Ulfborg er større, hvilket bl.a. skyldes at ACDEP som nævnt kun opererer med en overfladetype (jævnt lavt græs). Afsætningen til skov indgår således ikke i ACDEP.

For nuværende er det bedste skøn på 95 % konfidensintervallet værdien  $\pm 3,5 \text{ kg N/ha}$  for en gennemsnitlig beregnet total afsætning af kvælstof på  $20 \text{ kg N/ha}$  ved anvendelse af ACDEP, svarende til en relativ usikkerhed på  $3,5/20 \text{ \%} = 18 \text{ \%}$ .

Det tilsvarende resultat for en enkelt lokalitet er mere end dobbelt så stort ( $\pm 9 \text{ kg N/ha}$ ) som følge af bl.a. overfladeusikkerheden og andre lokale forhold, altså ca.  $9/20 \text{ \%} = 45 \text{ \%}$ . For lokaliteter med et væsentlige spring i overfladetyper må det antages at usikkerheden kan være væsentlig større. Forholdet mellem de to typer relative usikkerheder er  $45\%/18\% = 2,5$ .



#### 4. Beregning af enkeltkildebidrag

##### Beregning med model (OML-DEP)

Lokalt kan kvælstofafsætningen fra den enkelte bedrift beregnes med modellen OML-DEP når udslippet er bestemt. Modellen er operationel på DMU, men er endnu ikke valideret ved sammenligning med eksperimentelle data. Dette arbejde er påbegyndt i forbindelse med de allerede igangsatte VMPIII forskningsprojekter på bygning- og koncentrationssiden, men en fuld validering vil kræve et yderligere eksperimentelt grundlag på afsætningssiden. Den relative usikkerhed på årsmiddelværdier af koncentrationen skønnes at ligge i intervallet  $\pm 20-70\%$ , og afhænger af række lokale forhold - bl.a. af terræn, kildegeometri, afstand fra kilden og repræsentativitet af de meteorologiske data.

Der forestår fortsat et stort arbejde med at validere de anvendte modeller, herunder at gennemføre grundige statistiske analyser af systematiske og tilfældige fejl i bestemmelsen af den totale kvælstofdeposition, bl.a. betydningen af år-til-år variationer og den regionale variation.

##### Beregning med VVM-manualen

Den relative usikkerhed på et beregnet ekstrabidrag fra en lokal punktkilde med beregningsmetoden beskrevet i VVM-manualen (niveau 3) er i manualen angivet til  $\pm 70\%$  inden for et afstandsinterval på ca. 100 – 3000 m fra kilden. Usikkerheden afhænger dels af kvaliteten af datagrundlaget, dels af hvor godt modellen beskriver de lokale forhold. Metoden er ikke velegnet til at beskrive kvælstofdepositionen ved større spring i overfladetyper, eksempelvis en skovkant. Endvidere tager manualen udgangspunkt i kommunegennemsnit for beregnet baggrundsbelastning med ACDEP (dvs. det regionale kvælstofbidrag), hvilket i givne tilfælde giver spring i belastning ved grænsen mellem to kommuner. Endelig anvendes en korrektion for lokal-kilder, dvs. andre landbrug inden for en radius på 2,5 km, hvilket er behæftet med en betydelig usikkerhed. Disse usikkerheder ikke medregnet i ovenstående gennemsnitlige usikkerhedsinterval.

#### 5. Usikkerhed på tålegrænser

Tålegrænserne for kvælstof er den kvælstofmængde et naturareal kan tåle i en årrække uden at det medfører kvalitetsændringer. Tålegrænserne afhænger af de naturgivne forhold, af den anvendte drift eller pleje samt af, hvad der ønskes beskyttet på en lokalitet (for skov f.eks. grundvandet, træproduktionen eller de mest følsomme arter). Det er muligt at fastsætte et typisk niveau for en given naturtypes tålegrænse, mens en mere præcis fastsættelse af tålegrænsen for en given lokalitet kræver specifikke data fra det pågældende område.

Der findes to hovedtyper af metoder til bestemmelse af tålegrænser; empirisk baserede tålegrænser og modelberegninger. Der er forholdsvis god overensstemmelse mellem resultaterne for de forskellige beregningsmetoder, dog således at de modelberegnete tålegrænser kan give lavere værdier end de empirisk bestemte. De danske tålegrænser omfatter modelberegnete værdier for forsuring samt eutrofiering af skov, og empirisk fastsatte værdier for følsomme økosystemer som heder, klitheder, højmoser og overdrev.

Usikkerheden på tålegrænserne forventes i de fleste tilfælde at være dækket af de givne intervaller, der varierer med maksimalt en faktor 2, dvs. fra 5-10 kg, 10-20 kg, 15-25 kg, eller 30-40 kg, hvor intervallerne dækker over variationer i bl.a. naturtype og jordbund. Den relative usikkerhed på de modelberegnete tålegrænser forventes generelt at være af størrelsesorden 30-40 %.

## 6. Vurdering af den samlede usikkerhed på depositionen

Sammenfattes ovenstående relative usikkerheder for beregning af et enkeltkildebidrag og regional baggrund fås:

- Udslipsberegning:  $\pm 20 \%$
- Det regionale kvælstofbidrag ved ACDEP beregning:  $\pm 50 \%$
- VVM-manualens samlede beregning af enkeltkildebidrag:  $\pm 70 \%$

Den samlede (additive) relative usikkerhed på mængden af tilført kvælstof fås som kvadratet af summen af de enkelte variansbidrag (forudsat samme middelniveau). Herved fås et usikkerhedsskøn på 88 %, som angiver usikkerheden på en enkelt beregning. Det vil imidlertid være hensigtsmæssigt at angive middelskønnet på en række beregninger, men desværre kendes forholdet mellem et enkeltskøn og middelskønnet ikke. Anvendes i mangel af bedre resultaterne fundet med ACDEP modellen (faktor 2,5 ovenfor) fås middelskønnet  $88 \%/2,5 = 35 \%$ . Det må betegnes som det bedste skøn på den relative middelusikkerhed for den samlede tilførsel af kvælstof til et naturområde.

## 7. Vurdering af tærskelværdi for beregning af enkeltbidrag af kvælstofafsætningen

### Statistisk tærskelværdi

Tærskelværdien for beregning af et enkeltbidrag af kvælstofafsætningen defineres her som en værdi hvorunder bidraget i praksis må betegnes som et nul-bidrag. Det beregnede bidrag er altid behæftet med en usikkerhed, og er bidraget tilstrækkelig lille må det betegnes som værende ikke signifikant forskellig fra nul.

Problemet er at definere, hvad nul er. Den beregnede værdi af kvælstofafsætningen er jvf. ovenstående middelskøn på den samlede relative usikkerhed på  $\pm 35 \%$  behæftet med et tilhørende 95 %'s konfidensinterval på  $\pm 70 \%$  (2 x spredningen). Den nedre konfidens-grænse for en beregnet afsætning på D kg/ha pr. år kan således angives som  $D_n = D - 0,7D = 0,3D$  kg/ha pr. år under forudsætning af normalfordelte beregnede afsætningsværdier.

Såfremt  $D_n$  i øvrigt ligger under en bagatelgrænse for kvælstofafsætningen, kaldet  $D_0$ , og derfor lige så godt kunne antage værdien nul, kunne D fastlægges som den værdi, som i praksis jvf. beregningerne var lig nul. Vi kender imidlertid ikke værdien af  $D_0$ .

Bemærk at der i ovenstående er anvendt den samlede usikkerhed ved beregning af enkeltkildebidraget, altså inkl. ACDEP, idet nabokilder (teoretisk set) kunne være inddraget i beregningen af den regionale afsætning.

### Biologisk tærskelværdi

Det vil i praksis umiddelbart være vanskeligt at måle mulige effekter som følge af et ekstra bidrag til kvælstofafsætningen ved en påvirkning af et naturområde ved en afsætning af kvælstof på mindre end ca. 1 kg N/ha pr. år med det nuværende belastningsniveau.

Men dermed kan det ikke afvises, at der kan være en påvirkning i særligt følsomme områder, eksempelvis i Natura 2000 områder, og at man vil kunne finde parametre, som kan påvise ændringer i økosystemet over en længere årrække.

I konkrete sager har der været tale om et ekstra bidrag til kvælstofafsætningen på ca. 0,1 kg N/ha pr. år. Det er vanskeligt at forestille sig at det vil være muligt at påvise ændringer i selv følsomme økosystemer på dette niveau.

### Samlet tærskelværdi for enkeltkildebidrag

Tages der udgangspunkt i værdien 1 kg N/ha pr. år som den værdi, hvorunder der næppe eksperimentelt med de nuværende biologiske og kemiske undersøgelsesmetoder vil kunne påvises effekter, og er denne værdi den øvre intervalgrænse, fås værdien  $D = 0,59$  kg N/ha pr. år (idet  $D + 0,7D = 1$  kg N/ha pr. år med et ensidigt konfidensinterval på 70%).

Det betyder at et beregnet ekstrabidrag på ca. 0,6 kg N/ha pr. år vil ligge under den biologiske grænse på 1 kg N/ha pr. år. Den nedre konfidensgrænse vil i dette tilfælde være  $D_n \approx 0,2$  kg N/ha pr. år  $\approx D_0$ .

Det bedste statistiske skøn på en tærskelværdi for en enkelt isoleret udledning må derfor ligge omkring de 0,6 kg N/ha pr. år, som i 95 % af de beregnede tilfælde vil ligge under de 1 kg N/ha pr. år, hvor der vil være muligheden for at påvise effekter.

På basis heraf vurderer DMU, at et rimeligt skøn for tærskelværdien for en enkelt isoleret kilde ved det nuværende belastningsniveau forstået som den merbelastning, hvorunder bidraget beregnet med de nuværende modeller statistisk set er lig nul, og hvor der ikke forventes påviselige effekter, er ca. 0,6 kg N/ha pr. år.



**From:** Line Ankjær  
**Sent:** Fri, 11 Oct 2019 12:03:05 +0000  
**To:** MST Miljøstyrelsens hovedpostkasse  
**Subject:** sagsnr. MST-821-00402 - Høringssvar til Vejledning

Att. Sepideh Bashari eller Natasja Basler Nykvist

Kolding Kommune har følgende bemærkninger til den nye vejledning:

**Generelle bemærkninger:**

Der henvises til mange hjemmesider, hvilket er problematisk, da hjemmesider har det med at forandre sig – ikke mindst styrelsernes hjemmesider. Kan vejledningen holde i 10 år med de samme links?

**Konkrete bemærkninger:**

s. 9, 2. afsnit: Det er noget at en tilsnigelse at kalde de få klatter vi har af Natura 2000 for et netværk.  
s. 11, 3. afsnit: Vandsalamander skal rettes til Stor vandsalamander.  
s. 60, 1. sætning: Hvem/hvad menes der med "den kompetente myndighed"? Menes der, den myndighed, der træffer afgørelse i en aktuel sag?  
s. 60, midt. Dejligt, at det fermgår, hvilke lovgivninger, der giver hjemmel til at bede om undersøgelser mv.  
s. 60, den sidste sætning. Ja, det sker at der er tilvejebragt viden. Vejledningen rummer ikke oplysninger om, hvad man som sagsbehandler skal stille op, når man ikke har tilstrækkelige oplysninger/viden – og der ikke er lovhjemmel til at pålægge ansøger at tilvejebringe vide. Skal der så gives afslag eller skal kommunen selv tilvejebringe oplysningerne?

Venlig hilsen

**Line Ankjær**  
Biolog

—  
79 79 74 55  
[liank@kolding.dk](mailto:liank@kolding.dk)



**Kolding  
Kommune**

en del af trekantområdet

By- og Udviklingsforvaltningen  
Landbrug og Lokaludvikling

—  
Nytorv 11  
6000 Kolding  
[kolding.dk](http://kolding.dk)

Sammen designer vi livet

*[Her kan du læse om kommunens behandling af personoplysninger - klik her](#)*

**From:** landskab-natur  
**Sent:** Fri, 18 Oct 2019 11:40:32 +0000  
**To:** MST Miljøstyrelsens hovedpostkasse  
**Subject:** MST-821-00402 - Høringssvar Aabenraa Kommune

Att: Sepideh Bashari

Aabenraa Kommune har følgende kommentarer til sag nr. MST-821-00402 - *"Udkast til revideret Vejledning til bekendtgørelse nr. 1595 af 6. december 2018 om udpegning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder samt beskyttelse af visse arter"*:

1. Skrifttyper er forskellige i teksten på følgende sider:
  - 9 (ved punkt "2"),
  - 13 "artsfredningsbekendtgørelsen"
  - 62 "Dansk Ornitologisk Forening".
2. Præciser gerne at det er stor vandsalamander, der er tale om i følgende sætning på side 11: "Langt størstedelen af bilag IV-arterne er forholdsvis sjældne arter, men der er også i Danmark en række mere almindelige og ikke truede arter, der er bilag IV-arter, f.eks. vandsalamander."
3. Hedder artiklen følgende med "punktum" på s. 12: " jf. artikel 4, stk. 4, 2. punktum."?
4. På s. 39 er der angivet en halv parentes: "Spørgsmålet om, hvorvidt der kan ske skade på områdets integritet, knytter sig til, hvordan planen eller projektet kan påvirke Natura 2000-områdets bevaringsmålsætning111)."?
5. Kan der evt. komme en uddybende fodnote eller henvisning til "L 153" på s. 54?

Venlig hilsen

**Mathilde Rasmussen**

Biolog & natursagsbehandler  
Natur & GIS  
Byg, Natur & Miljø  
Mobil tlf. 40 29 72 84

Aabenraa Kommune  
Kultur, Miljø & Erhverv  
Skelbækvej 2, 6200 Aabenraa  
Hjemmeside: [www.aabenraa.dk](http://www.aabenraa.dk)



**From:** Mikkel Haugstrup Thomsen  
**Sent:** Mon, 2 Sep 2019 10:34:12 +0000  
**To:** MST Miljøstyrelsens hovedpostkasse;Natasja Basler Nykvist  
**Subject:** SV: HØRING - Udkast til vejledning til habitatbekendtgørelsen

Hermed Vikingeskibsmuseets svar på ovennævnte høringssag.

Bemærk, at høringssager bedes fremsendt til adressen [marinark@vikingeskibsmuseet.dk](mailto:marinark@vikingeskibsmuseet.dk).

Med venlig hilsen

---

Mikkel H. Thomsen  
Museumsinspektør/Curator  
Vikingeskibsmuseet  
Vindeboder 12  
DK-4000 Roskilde  
Danmark

Tel. (+45) 46 30 02 91  
Mob. (+45) 22 67 57 21  
Fax (+45) 46 30 02 01  
[mht@vikingeskibsmuseet.dk](mailto:mht@vikingeskibsmuseet.dk)  
[www.vikingeskibsmuseet.dk](http://www.vikingeskibsmuseet.dk)  
CVR 27853528

Henvendelser vedrørende høring og sagsbehandling bedes stilet til [marinark@vikingeskibsmuseet.dk](mailto:marinark@vikingeskibsmuseet.dk)

---

**Fra:** Vikingeskibsmuseet <[museum@vikingeskibsmuseet.dk](mailto:museum@vikingeskibsmuseet.dk)>  
**Sendt:** 26. august 2019 13:58  
**Til:** Marinarkgruppe <[Marinarkgruppe@vikingeskibsmuseet.dk](mailto:Marinarkgruppe@vikingeskibsmuseet.dk)>  
**Emne:** VS: HØRING - Udkast til vejledning til habitatbekendtgørelsen

---

**Fra:** Natasja Basler Nykvist [<mailto:nabny@mst.dk>]  
**Sendt:** 26. august 2019 13:07  
**Til:** [info@15junifonden.dk](mailto:info@15junifonden.dk); [92grp@92grp.dk](mailto:92grp@92grp.dk); [Lone.Rosager@maersk.com](mailto:Lone.Rosager@maersk.com); [post@avjf.dk](mailto:post@avjf.dk); [samfund@advokatsamfundet.dk](mailto:samfund@advokatsamfundet.dk); Info-Akademiraadet <[info@akademiraadet.dk](mailto:info@akademiraadet.dk)>; [ae@ae.dk](mailto:ae@ae.dk); [feriefonden@aff.dk](mailto:feriefonden@aff.dk); [mail@arkitektforeningen.dk](mailto:mail@arkitektforeningen.dk); [kaskelot@mail.dk](mailto:kaskelot@mail.dk); [info@byoghavn.dk](mailto:info@byoghavn.dk); [sekretariat@historiskehuse.dk](mailto:sekretariat@historiskehuse.dk); [info@baeredygtigtlandbrug.dk](mailto:info@baeredygtigtlandbrug.dk); [cowi@cowi.dk](mailto:cowi@cowi.dk); [mail@dkfisk.dk](mailto:mail@dkfisk.dk); [dfu@dk-dfu.dk](mailto:dfu@dk-dfu.dk); [dif@dif.dk](mailto:dif@dif.dk); [post@jaegerne.dk](mailto:post@jaegerne.dk); [dmu@dmusport.dk](mailto:dmu@dmusport.dk); [dn@dn.dk](mailto:dn@dn.dk); [info@pelagisk.dk](mailto:info@pelagisk.dk); [post@sportsfiskerforbundet.dk](mailto:post@sportsfiskerforbundet.dk); [kontakt@danmarksvaekstraad.dk](mailto:kontakt@danmarksvaekstraad.dk); [danskakvakultur@danskakvakultur.dk](mailto:danskakvakultur@danskakvakultur.dk); [daff.medlemskontor@live.dk](mailto:daff.medlemskontor@live.dk); [da@da.dk](mailto:da@da.dk); [kontor@botaniskforening.dk](mailto:kontor@botaniskforening.dk); [info@dcu.dk](mailto:info@dcu.dk); [info@danskerhverv.dk](mailto:info@danskerhverv.dk); [info@danskerhvervsfremme.dk](mailto:info@danskerhvervsfremme.dk); [kontakt@danskfalkejagtklub.dk](mailto:kontakt@danskfalkejagtklub.dk); [info@silkeborg-rovfugleshow.dk](mailto:info@silkeborg-rovfugleshow.dk); [teamst@gmail.com](mailto:teamst@gmail.com); [di@di.dk](mailto:di@di.dk); [dj@journalistforbundet.dk](mailto:dj@journalistforbundet.dk); [miljo@kano-kajak.dk](mailto:miljo@kano-kajak.dk); [formand@dls-jagt.dk](mailto:formand@dls-jagt.dk); [info@dlbr.dk](mailto:info@dlbr.dk); [dof@dof.dk](mailto:dof@dof.dk); [dpf@pattedyrforening.dk](mailto:dpf@pattedyrforening.dk); [mail@kopenhafnfur.com](mailto:mail@kopenhafnfur.com);

[info@rideforbund.dk](mailto:info@rideforbund.dk); [ds@sejlsport.dk](mailto:ds@sejlsport.dk); [selskabformiljoret@horten.dk](mailto:selskabformiljoret@horten.dk); [info@skovforeningen.dk](mailto:info@skovforeningen.dk); [press@sallinggroup.com](mailto:press@sallinggroup.com); [dktimber@dktimber.dk](mailto:dktimber@dktimber.dk); [Info@trae.dk](mailto:Info@trae.dk); [dvl@dvl.dk](mailto:dvl@dvl.dk); [mail@dyu.dk](mailto:mail@dyu.dk); [mail@danskeadvokater.dk](mailto:mail@danskeadvokater.dk); [info@dag.dk](mailto:info@dag.dk); [info@danskeark.dk](mailto:info@danskeark.dk); [dh@handicap.dk](mailto:dh@handicap.dk); [danskehavne@danskehavne.dk](mailto:danskehavne@danskehavne.dk); [info@christmastree.dk](mailto:info@christmastree.dk); [dl@landskabsarkitekter.dk](mailto:dl@landskabsarkitekter.dk); [info@dkmuseer.dk](mailto:info@dkmuseer.dk); [post@dmoge.dk](mailto:post@dmoge.dk); [info@danskesvineproducenter.dk](mailto:info@danskesvineproducenter.dk); [danva@danva.dk](mailto:danva@danva.dk); [dt@datatilsynet.dk](mailto:dt@datatilsynet.dk); [frank@ulve.dk](mailto:frank@ulve.dk); [dsk@dsk.dk](mailto:dsk@dsk.dk); [mikaelsjoeberg@oestrelandsret.dk](mailto:mikaelsjoeberg@oestrelandsret.dk); [astridbogh@vestrelandsret.dk](mailto:astridbogh@vestrelandsret.dk); [ddl@ddl.org](mailto:ddl@ddl.org); [kontakt@ddnf.dk](mailto:kontakt@ddnf.dk); MFVM - Postkasse, Det dyreetiske råd <[Detdyreetiskeraad@mfvm.dk](mailto:Detdyreetiskeraad@mfvm.dk)>; Peter Bavnshøj <[pb@dgmuseum.dk](mailto:pb@dgmuseum.dk)>; [dkr@dkr.dk](mailto:dkr@dkr.dk); [info@ecocouncil.dk](mailto:info@ecocouncil.dk); [hoeringer@dommerfm.dk](mailto:hoeringer@dommerfm.dk); [post@domstolsstyrelsen.dk](mailto:post@domstolsstyrelsen.dk); [doso@doso.dk](mailto:doso@doso.dk); [db@dyrenesbeskyttelse.dk](mailto:db@dyrenesbeskyttelse.dk); [info@energinet.dk](mailto:info@energinet.dk); [entomologiskforening@gmail.com](mailto:entomologiskforening@gmail.com); [post@fabnet.dk](mailto:post@fabnet.dk); [info@fbnet.dk](mailto:info@fbnet.dk); [gun@ferskvandsfiskeriforeningen.dk](mailto:gun@ferskvandsfiskeriforeningen.dk); [sekretariat@historiskehuse.dk](mailto:sekretariat@historiskehuse.dk); [redaktion@fadn.dk](mailto:redaktion@fadn.dk); Midtjyllandvest@fredningsnaev <[midtjyllandvest@fredningsnaevn.dk](mailto:midtjyllandvest@fredningsnaevn.dk)>; [info@flidhavne.dk](mailto:info@flidhavne.dk); [mail@envina.dk](mailto:mail@envina.dk); [kpe013@politi.dk](mailto:kpe013@politi.dk); [fri@frinet.dk](mailto:fri@frinet.dk); [krst@ign.ku.dk](mailto:krst@ign.ku.dk); [hjnygaard@nordfiber.dk](mailto:hjnygaard@nordfiber.dk); [fr@friluftsraadet.dk](mailto:fr@friluftsraadet.dk); [sekretariat@mitfritidshus.dk](mailto:sekretariat@mitfritidshus.dk); [info.dk@greenpeace.org](mailto:info.dk@greenpeace.org); [info@hededanmark.dk](mailto:info@hededanmark.dk); [info@hedeselskabet.dk](mailto:info@hedeselskabet.dk); [horesta@horesta.dk](mailto:horesta@horesta.dk); [SMV@SMVdanmark.dk](mailto:SMV@SMVdanmark.dk); [aagesmedegaard@gmail.com](mailto:aagesmedegaard@gmail.com); [post@ja.dk](mailto:post@ja.dk); [info@justitia-int.org](mailto:info@justitia-int.org); [per16ender@hotmail.com](mailto:per16ender@hotmail.com); [mail@kammeradvokaten.dk](mailto:mail@kammeradvokaten.dk); [info@kolonihave.dk](mailto:info@kolonihave.dk); [info@landboudom.dk](mailto:info@landboudom.dk); [hoering@lf.dk](mailto:hoering@lf.dk); [mail@landdistrikterne.dk](mailto:mail@landdistrikterne.dk); [pt@strafferetsadvokaten.dk](mailto:pt@strafferetsadvokaten.dk); [mail@byogland.dk](mailto:mail@byogland.dk); [llh@levende-hav.dk](mailto:llh@levende-hav.dk); [info@praktiskoekologi.dk](mailto:info@praktiskoekologi.dk); [ark@moesgaardmuseum.dk](mailto:ark@moesgaardmuseum.dk); Kongernesnordsjælland <[knsj@danmarksnationalparker.dk](mailto:knsj@danmarksnationalparker.dk)>; Nationalpark Mols Bjerger <[mols@danmarksnationalparker.dk](mailto:mols@danmarksnationalparker.dk)>; Nationalpark Skjoldungernes Land <[npskjold@danmarksnationalparker.dk](mailto:npskjold@danmarksnationalparker.dk)>; Nationalpark Thy <[thy@danmarksnationalparker.dk](mailto:thy@danmarksnationalparker.dk)>; NST - Nationalpark Vadehavet <[vadehavet@danmarksnationalparker.dk](mailto:vadehavet@danmarksnationalparker.dk)>; [nogu@nogu.dk](mailto:nogu@nogu.dk); [noah@noah.dk](mailto:noah@noah.dk); [kontakt@nordeafonden.dk](mailto:kontakt@nordeafonden.dk); [info@lehmannfalconry.dk](mailto:info@lehmannfalconry.dk); [baltic@oceana.org](mailto:baltic@oceana.org); [info@orbicon.dk](mailto:info@orbicon.dk); [sekretariat@parcelhus.dk](mailto:sekretariat@parcelhus.dk); [patriotisk@patriotisk.dk](mailto:patriotisk@patriotisk.dk); [mail@politiforbundet.dk](mailto:mail@politiforbundet.dk); [plf@plf.dk](mailto:plf@plf.dk); [info@ramboll.dk](mailto:info@ramboll.dk); [realdania@realdania.dk](mailto:realdania@realdania.dk); [formand@retspolitik.dk](mailto:formand@retspolitik.dk); [sekretariatet@danke-smaaer.dk](mailto:sekretariatet@danke-smaaer.dk); [info@seges.dk](mailto:info@seges.dk); [skibogbaad@di.dk](mailto:skibogbaad@di.dk); [info@skovdyrkerne.dk](mailto:info@skovdyrkerne.dk); [info@skydebaneforeningen.dk](mailto:info@skydebaneforeningen.dk); [ks@smaaskov.dk](mailto:ks@smaaskov.dk); [info@sosport.dk](mailto:info@sosport.dk); [info@teknologisk.dk](mailto:info@teknologisk.dk); [info@trygfonden.dk](mailto:info@trygfonden.dk); [danhostel@danhostel.dk](mailto:danhostel@danhostel.dk); [info@verdensskove.org](mailto:info@verdensskove.org); [wwf@wwf.dk](mailto:wwf@wwf.dk); Vikingeskibsmuseet <[museum@vikingeskibsmuseet.dk](mailto:museum@vikingeskibsmuseet.dk)>; [info@veluxfoundations.dk](mailto:info@veluxfoundations.dk); [contact@visitdenmark.com](mailto:contact@visitdenmark.com); [tn@danva.dk](mailto:tn@danva.dk); [info@okologi.dk](mailto:info@okologi.dk); [post@avjf.dk](mailto:post@avjf.dk); [eni@aarhus.dk](mailto:eni@aarhus.dk); [regioner@regioner.dk](mailto:regioner@regioner.dk); [krc@krc.dk](mailto:krc@krc.dk); [kl@kl.dk](mailto:kl@kl.dk); 1-DEP Erhvervsministeriets officielle postkasse <[em@em.dk](mailto:em@em.dk)>; Finansministeriets postkasse <[fm@fm.dk](mailto:fm@fm.dk)>; [fmn@fmn.dk](mailto:fmn@fmn.dk); Justitsministeriet <[jm@jm.dk](mailto:jm@jm.dk)>; [km@km.dk](mailto:km@km.dk); Kulturministeriet <[kum@kum.dk](mailto:kum@kum.dk)>; Social- og Indenrigsministeriet <[oim@oim.dk](mailto:oim@oim.dk)>; EFKM - Energi-, Forsynings- og Klimaministeriet <[kefm@kefm.dk](mailto:kefm@kefm.dk)>; [trm@trm.dk](mailto:trm@trm.dk); [banedanmark@bane.dk](mailto:banedanmark@bane.dk); Energistyrelsens officielle postkasse <[ENS@ENS.DK](mailto:ENS@ENS.DK)>; [erst@erst.dk](mailto:erst@erst.dk); [email@fvst.dk](mailto:email@fvst.dk); [dfk@kriminalforsorgen.dk](mailto:dfk@kriminalforsorgen.dk); EVM NH Natur- og Miljøklagenævnets hovedpost <[nmkn@naevneneshus.dk](mailto:nmkn@naevneneshus.dk)>; Søfartsstyrelsen Hovedpostkasse <[SFS@dma.dk](mailto:SFS@dma.dk)>; [vd@vd.dk](mailto:vd@vd.dk); [post@domstolsstyrelsen.dk](mailto:post@domstolsstyrelsen.dk)

**Cc:** Helle Pilsgaard <[hepi@mst.dk](mailto:hepi@mst.dk)>; Sepideh Bashari <[sebas@mst.dk](mailto:sebas@mst.dk)>

**Emne:** HØRING - Udkast til vejledning til habitatbekendtgørelsen

Kære høringsparter

Miljø- og Fødevarerministeriet, Miljøstyrelsen, sender hermed udkast til revideret vejledning til habitatbekendtgørelsen i høring.

Høringsbrev, høringsliste og vejledningsudkast er vedhæftet. Dokumenterne er ligeledes tilgængelige på Høringsportalen, se dette link: <https://hoeringsportalen.dk/Hearing/Details/63152>

Høringsperioden udløber 21. oktober 2019 kl. 12.00.

Ved høringssvar angiv venligst følgende sagsnr: MST-821-00402



Venlig hilsen

**Natasja Basler Nykvist**

AC-fuldmægtig | Arter & Naturbeskyttelse

+45 30 91 15 73 | [nabny@mst.dk](mailto:nabny@mst.dk)

**Miljø- og Fødevareministeriet**

Miljøstyrelsen | Tolderlundsvej 5 | 5000 Odense C | Tlf. +45 72 54 40 00 | [mst@mst.dk](mailto:mst@mst.dk) | [www.mst.dk](http://www.mst.dk)

[Sådan håndterer vi dine personoplysninger](#)

Miljøstyrelsen  
Tolderlundsvej 5  
5000 Odense  
Att. Natasja Basler Nykvist

**HØRING - Udkast til vejledning til habitatbekendtgørelsen, MST-821-00402**

Roskilde d. 2. september  
2019

Vikingskibsmuseet har modtaget ovennævnte høringssag.

Vikingskibsmuseet skal i den anledning udtale, at der ikke er bemærkninger til det fremsendte.

side 1/1

Med venlig hilsen

*Mikkel H. Thomsen*



Vikingskibsmuseet  
Vindeboder 12  
4000 Roskilde

Telefon: 46 30 02 00  
Fax: 46 30 02 01  
[museum@vikingskibsmuseet.dk](mailto:museum@vikingskibsmuseet.dk)  
[www.vikingskibsmuseet.dk](http://www.vikingskibsmuseet.dk)

Mikkel Haugstrup Thomsen  
Museumsinspektør  
Direkte telefon: 46 30 02 91  
Mobiltelefon: 22 67 57 21  
[mht@vikingskibsmuseet.dk](mailto:mht@vikingskibsmuseet.dk)

**From:** Jan Hempel  
**Sent:** Tue, 27 Aug 2019 12:12:39 +0000  
**To:** MST Miljøstyrelsens hovedpostkasse  
**Subject:** Sagsnr: MST-821-00402 - HØRING - Udkast til vejledning til habitatbekendtgørelsen

**Til Miljøstyrelsen.**

Politiforbundet har ingen bemærkninger til høringen.

Politiforbundets jr.nr. 2019-00956

Med venlig hilsen

**Jan Hempel**  
Forbundssekretær



H.C. Andersens Boulevard 38  
DK-1553 København V

Tlf. +45 3345 5965  
E-mail [mail@politiforbundet.dk](mailto:mail@politiforbundet.dk)

Politiforbundet passer på dine data. Læs mere om vores behandling af dine oplysninger her <https://www.politiforbundet.dk/om-politiforbundet/politiforbundets-databeskyttelsespolitik>

Denne e-mail fra Politiforbundet kan indeholde fortroligt materiale. E-mailen er kun beregnet for ovennævnte modtager(e). Hvis du har modtaget e-mailen ved en fejl, beder vi dig venligst kontakte afsenderen og i øvrigt slette e-mailen, inkl. eventuelle kopier og vedhæftede dokumenter. På forhånd tak

Henvelender kan rettes skriftligt til Politiforbundet. Der kan sendes sikkert til [mail@politiforbundet.dk](mailto:mail@politiforbundet.dk). Det forudsætter dog, at du selv har adgang til at sende fra sikkermail.

---

**Fra:** Natasja Basler Nykvist <[nabny@mst.dk](mailto:nabny@mst.dk)>

**Sendt:** 26. august 2019 13:07

**Til:** [info@15junifonden.dk](mailto:info@15junifonden.dk); [92grp@92grp.dk](mailto:92grp@92grp.dk); [Lone.Rosager@maersk.com](mailto:Lone.Rosager@maersk.com); [post@avjf.dk](mailto:post@avjf.dk); [samfund@advokatsamfundet.dk](mailto:samfund@advokatsamfundet.dk); Info-Akademiraadet <[info@akademiraadet.dk](mailto:info@akademiraadet.dk)>; [ae@ae.dk](mailto:ae@ae.dk); [feriefonden@aff.dk](mailto:feriefonden@aff.dk); [mail@arkitektforeningen.dk](mailto:mail@arkitektforeningen.dk); [kaskelot@mail.dk](mailto:kaskelot@mail.dk); [info@byoghavn.dk](mailto:info@byoghavn.dk); [sekretariat@historiskehuse.dk](mailto:sekretariat@historiskehuse.dk); [info@baeredygtigtlandbrug.dk](mailto:info@baeredygtigtlandbrug.dk); [cowi@cowi.dk](mailto:cowi@cowi.dk); [mail@dkfisk.dk](mailto:mail@dkfisk.dk); [dfu@dk-dfu.dk](mailto:dfu@dk-dfu.dk); [dif@dif.dk](mailto:dif@dif.dk); [post@jaegerne.dk](mailto:post@jaegerne.dk); [dmu@dmsport.dk](mailto:dmu@dmsport.dk); [dn@dn.dk](mailto:dn@dn.dk); [info@pelagisk.dk](mailto:info@pelagisk.dk); [post@sportsfiskerforbundet.dk](mailto:post@sportsfiskerforbundet.dk); [kontakt@danmarksvaekstraad.dk](mailto:kontakt@danmarksvaekstraad.dk); [danskakvakultur@danskakvakultur.dk](mailto:danskakvakultur@danskakvakultur.dk); [daff.medlemskontor@live.dk](mailto:daff.medlemskontor@live.dk); [da@da.dk](mailto:da@da.dk); [kontor@botaniskforening.dk](mailto:kontor@botaniskforening.dk); [info@dcu.dk](mailto:info@dcu.dk); [info@danskerhverv.dk](mailto:info@danskerhverv.dk); [info@danskerhvervsfremme.dk](mailto:info@danskerhvervsfremme.dk); [kontakt@danskfalkejagtklub.dk](mailto:kontakt@danskfalkejagtklub.dk); [info@silkeborg-rovfugleshow.dk](mailto:info@silkeborg-rovfugleshow.dk); [teamst@gmail.com](mailto:teamst@gmail.com); [di@di.dk](mailto:di@di.dk); [dj@journalistforbundet.dk](mailto:dj@journalistforbundet.dk); [miljo@kano-kajak.dk](mailto:miljo@kano-kajak.dk); [formand@dls-jagt.dk](mailto:formand@dls-jagt.dk); [info@dlbr.dk](mailto:info@dlbr.dk); [dof@dof.dk](mailto:dof@dof.dk); [dopf@pattedyrforening.dk](mailto:dpf@pattedyrforening.dk); [mail@kopenhagenfur.com](mailto:mail@kopenhagenfur.com); [info@rideforbund.dk](mailto:info@rideforbund.dk); [ds@sejlsport.dk](mailto:ds@sejlsport.dk); [selskabformiljoret@horten.dk](mailto:selskabformiljoret@horten.dk); [info@skovforeningen.dk](mailto:info@skovforeningen.dk); [press@sallinggroup.com](mailto:press@sallinggroup.com); [dktimber@dktimber.dk](mailto:dktimber@dktimber.dk); [Info@trae.dk](mailto:Info@trae.dk); [dvl@dvl.dk](mailto:dvl@dvl.dk); [mail@dysu.dk](mailto:mail@dysu.dk); [mail@danskeadvokater.dk](mailto:mail@danskeadvokater.dk); [info@dag.dk](mailto:info@dag.dk); [info@danskeark.dk](mailto:info@danskeark.dk); [dh@handicap.dk](mailto:dh@handicap.dk); [danskehavne@danskehavne.dk](mailto:danskehavne@danskehavne.dk); [info@christmastree.dk](mailto:info@christmastree.dk); [dl@landskabsarkitekter.dk](mailto:dl@landskabsarkitekter.dk); [info@dkmuseer.dk](mailto:info@dkmuseer.dk); [post@dmoge.dk](mailto:post@dmoge.dk); [info@danskesvineproducenter.dk](mailto:info@danskesvineproducenter.dk); [danva@danva.dk](mailto:danva@danva.dk); [dt@datatilsynet.dk](mailto:dt@datatilsynet.dk); [frank@ulve.dk](mailto:frank@ulve.dk); [dsk@dsk.dk](mailto:dsk@dsk.dk); [mikaelsjoeberg@oestrelandsret.dk](mailto:mikaelsjoeberg@oestrelandsret.dk); [astridbogh@vestrelandsret.dk](mailto:astridbogh@vestrelandsret.dk); [ddl@ddl.org](mailto:ddl@ddl.org); [kontakt@ddnf.dk](mailto:kontakt@ddnf.dk); MFVM - Postkasse, Det dyreetiske råd <[Detdyreetiskeraad@mfvm.dk](mailto:Detdyreetiskeraad@mfvm.dk)>; Peter Bavnsbøj <[pb@dgmuseum.dk](mailto:pb@dgmuseum.dk)>; [dkr@dkr.dk](mailto:dkr@dkr.dk); [info@ecocouncil.dk](mailto:info@ecocouncil.dk); [hoeringer@dommerfm.dk](mailto:hoeringer@dommerfm.dk); [post@domstolsstyrelsen.dk](mailto:post@domstolsstyrelsen.dk); [doso@doso.dk](mailto:doso@doso.dk); [db@dyrenesbeskyttelse.dk](mailto:db@dyrenesbeskyttelse.dk); [info@energinet.dk](mailto:info@energinet.dk); [entomologiskforening@gmail.com](mailto:entomologiskforening@gmail.com); [post@fabnet.dk](mailto:post@fabnet.dk); [info@fbnet.dk](mailto:info@fbnet.dk); [gun@ferskvandsfiskeriforeningen.dk](mailto:gun@ferskvandsfiskeriforeningen.dk);

[sekretariat@historiskehuse.dk](mailto:sekretariat@historiskehuse.dk); [redaktion@fadbd.dk](mailto:redaktion@fadbd.dk); [Midtjyllandvest@fredningsnaevn.dk](mailto:Midtjyllandvest@fredningsnaevn.dk); [info@flidhavne.dk](mailto:info@flidhavne.dk); [mail@envina.dk](mailto:mail@envina.dk); [kpe013@politi.dk](mailto:kpe013@politi.dk); [fri@frinet.dk](mailto:fri@frinet.dk); [krst@ign.ku.dk](mailto:krst@ign.ku.dk); [hjnygaard@nordfiber.dk](mailto:hjnygaard@nordfiber.dk); [fr@friluftsraadet.dk](mailto:fr@friluftsraadet.dk); [sekretariat@mitfritidshus.dk](mailto:sekretariat@mitfritidshus.dk); [info.dk@greenpeace.org](mailto:info.dk@greenpeace.org); [info@hededanmark.dk](mailto:info@hededanmark.dk); [info@hedeselskabet.dk](mailto:info@hedeselskabet.dk); [horesta@horesta.dk](mailto:horesta@horesta.dk); [SMV@SMVdanmark.dk](mailto:SMV@SMVdanmark.dk); [aagesmedegaard@gmail.com](mailto:aagesmedegaard@gmail.com); [post@ja.dk](mailto:post@ja.dk); [info@justitia-int.org](mailto:info@justitia-int.org); [per16ender@hotmail.com](mailto:per16ender@hotmail.com); [mail@kammeradvokaten.dk](mailto:mail@kammeradvokaten.dk); [info@kolonihave.dk](mailto:info@kolonihave.dk); [info@landboudom.dk](mailto:info@landboudom.dk); [hoering@lf.dk](mailto:hoering@lf.dk); [mail@landdistrikterne.dk](mailto:mail@landdistrikterne.dk); [pt@strafferetsadvokaten.dk](mailto:pt@strafferetsadvokaten.dk); [mail@byogland.dk](mailto:mail@byogland.dk); [llh@levende-hav.dk](mailto:llh@levende-hav.dk); [info@praktiskoekologi.dk](mailto:info@praktiskoekologi.dk); [ark@moesgaardmuseum.dk](mailto:ark@moesgaardmuseum.dk); Kongernesnordsjælland <[knsj@danmarksnationalparker.dk](mailto:knsj@danmarksnationalparker.dk)>; Nationalpark Mols Bjerger <[mols@danmarksnationalparker.dk](mailto:mols@danmarksnationalparker.dk)>; Nationalpark Skjoldungernes Land <[npskjold@danmarksnationalparker.dk](mailto:npskjold@danmarksnationalparker.dk)>; Nationalpark Thy <[thy@danmarksnationalparker.dk](mailto:thy@danmarksnationalparker.dk)>; NST - Nationalpark Vadehavet <[vadehavet@danmarksnationalparker.dk](mailto:vadehavet@danmarksnationalparker.dk)>; [nogu@nogu.dk](mailto:nogu@nogu.dk); [noah@noah.dk](mailto:noah@noah.dk); [kontakt@nordeafonden.dk](mailto:kontakt@nordeafonden.dk); [info@lehmannfalconry.dk](mailto:info@lehmannfalconry.dk); [baltic@oceana.org](mailto:baltic@oceana.org); [info@orbicon.dk](mailto:info@orbicon.dk); [sekretariat@parcelhus.dk](mailto:sekretariat@parcelhus.dk); [patriotisk@patriotisk.dk](mailto:patriotisk@patriotisk.dk); Politiforbundet <[mail@politiforbundet.dk](mailto:mail@politiforbundet.dk)>; [plf@plf.dk](mailto:plf@plf.dk); [info@ramboll.dk](mailto:info@ramboll.dk); [realdania@realdania.dk](mailto:realdania@realdania.dk); [formand@retspolitik.dk](mailto:formand@retspolitik.dk); [sekretariatet@danske-smaaer.dk](mailto:sekretariatet@danske-smaaer.dk); [info@seges.dk](mailto:info@seges.dk); [skibogbaad@di.dk](mailto:skibogbaad@di.dk); [info@skovdyrkerne.dk](mailto:info@skovdyrkerne.dk); [info@skydebaneforeningen.dk](mailto:info@skydebaneforeningen.dk); [ks@smaaskov.dk](mailto:ks@smaaskov.dk); [info@sosport.dk](mailto:info@sosport.dk); [info@teknologisk.dk](mailto:info@teknologisk.dk); [info@trygfonden.dk](mailto:info@trygfonden.dk); [danhostel@danhostel.dk](mailto:danhostel@danhostel.dk); [info@verdensskove.org](mailto:info@verdensskove.org); [wwf@wwf.dk](mailto:wwf@wwf.dk); [museum@vikingeskibsmuseet.dk](mailto:museum@vikingeskibsmuseet.dk); [info@veluxfoundations.dk](mailto:info@veluxfoundations.dk); [contact@visitdenmark.com](mailto:contact@visitdenmark.com); [tn@danva.dk](mailto:tn@danva.dk); [info@okologi.dk](mailto:info@okologi.dk); [post@avjf.dk](mailto:post@avjf.dk); [eni@aarhus.dk](mailto:eni@aarhus.dk); [regioner@regioner.dk](mailto:regioner@regioner.dk); [ktc@ktc.dk](mailto:ktc@ktc.dk); [kl@kl.dk](mailto:kl@kl.dk); 1-DEP Erhvervsministeriets officielle postkasse <[em@em.dk](mailto:em@em.dk)>; Finansministeriets postkasse <[fm@fm.dk](mailto:fm@fm.dk)>; [fmn@fmn.dk](mailto:fmn@fmn.dk); Justitsministeriet <[jm@jm.dk](mailto:jm@jm.dk)>; [km@km.dk](mailto:km@km.dk); Kulturministeriet <[kum@kum.dk](mailto:kum@kum.dk)>; Social- og Indenrigsministeriet <[oim@oim.dk](mailto:oim@oim.dk)>; EFKM - Energi-, Forsynings- og Klimaministeriet <[kefm@kefm.dk](mailto:kefm@kefm.dk)>; [trm@trm.dk](mailto:trm@trm.dk); [banedanmark@bane.dk](mailto:banedanmark@bane.dk); Energistyrelsens officielle postkasse <[ENS@ENS.DK](mailto:ENS@ENS.DK)>; [erst@erst.dk](mailto:erst@erst.dk); [email@fvst.dk](mailto:email@fvst.dk); [dfk@kriminalforsorgen.dk](mailto:dfk@kriminalforsorgen.dk); EVM NH Natur- og Miljøklagenævnets hovedpost <[nmkn@naevneneshus.dk](mailto:nmkn@naevneneshus.dk)>; Søfartsstyrelsen Hovedpostkasse <[SFS@dma.dk](mailto:SFS@dma.dk)>; [vd@vd.dk](mailto:vd@vd.dk); [post@domstolsstyrelsen.dk](mailto:post@domstolsstyrelsen.dk)  
**Cc:** Helle Pilsgaard <[hapi@mst.dk](mailto:hapi@mst.dk)>; Sepideh Bashari <[sebas@mst.dk](mailto:sebas@mst.dk)>  
**Emne:** HØRING - Udkast til vejledning til habitatbekendtgørelsen

Kære høringsparter

Miljø- og Fødevareministeriet, Miljøstyrelsen, sender hermed udkast til revideret vejledning til habitatbekendtgørelsen i høring.

Høringsbrev, høringsliste og vejledningsudkast er vedhæftet. Dokumenterne er ligeledes tilgængelige på Høringsportalen, se dette link: <https://hoeringsportalen.dk/Hearing/Details/63152>

Høringsperioden udløber 21. oktober 2019 kl. 12.00.

Ved høringssvar angiv venligst følgende sagsnr: MST-821-00402

Venlig hilsen

**Natasja Basler Nykvist**  
AC-fuldmægtig | Arter & Naturbeskyttelse  
+45 30 91 15 73 | [nabny@mst.dk](mailto:nabny@mst.dk)

**Miljø- og Fødevareministeriet**  
Miljøstyrelsen | Tolderlundsvej 5 | 5000 Odense C | Tlf. +45 72 54 40 00 | [mst@mst.dk](mailto:mst@mst.dk) | [www.mst.dk](http://www.mst.dk)

[Sådan håndterer vi dine personoplysninger](#)

**From:** KPE013@politi.dk  
**Sent:** Mon, 26 Aug 2019 11:26:38 +0000  
**To:** MST Miljøstyrelsens hovedpostkasse  
**Subject:** Høring vedr. sagsnr. MST-821-00402

Til Miljø- og Fødevarerministeriet, Miljøministeriet.

Att. Sepideh Bashari.

Jeg kan oplyse, at Foreningen af Offentlige Anklagere ikke har bemærkninger til det fremsendte udkast til revideret vejledning til habitatbekendtgørelsen.

**Med venlig hilsen**

**Klaus Meinby Lund**  
**Kasserer**



**Foreningen af Offentlige Anklagere**

c/o Sydøstjyllands Politi  
Holmboes Alle 2  
8700 Horsens  
E-mail: kpe013@politi.dk  
Mobil: 51 33 05 22  
Privat: 20 23 02 07

---

**Fra:** Natasja Basler Nykvist <nabny@mst.dk>

**Sendt:** 26. august 2019 13:07

**Til:** info@15junifonden.dk; 92grp@92grp.dk; Lone.Rosager@maersk.com; post@avjf.dk; samfund@advokatsamfundet.dk; Info-Akademiraadet <info@akademiraadet.dk>; ae@ae.dk; feriefonden@aff.dk; mail@arkitektforeningen.dk; kaskelot@mail.dk; info@byoghavn.dk; sekretariat@historiskehuse.dk; info@baeredygtigtlandbrug.dk; cowi@cowi.dk; mail@dkfisk.dk; dfu@dk-dfu.dk; dif@dif.dk; post@jaegerne.dk; dmu@dmusport.dk; dn@dn.dk; info@pelagisk.dk; post@sportsfiskerforbundet.dk; kontakt@danmarksvaekstraad.dk; danskakvakultur@danskakvakultur.dk; daff.medlemskontor@live.dk; da@da.dk; kontor@botaniskforening.dk; info@dcu.dk; info@danskerhverv.dk; info@danskerhvervsfremme.dk; kontakt@danskfalkejagtklub.dk; info@silkeborg-rovfugleshow.dk; teamst@gmail.com; di@di.dk; dj@journalistforbundet.dk; miljo@kano-kajak.dk; formand@dls-jagt.dk; info@dlbr.dk; dof@dof.dk; dpf@pattedyrforening.dk; mail@kopenhagenfur.com;

info@rideforbund.dk; ds@sejlsport.dk; selskabformiljoret@horten.dk; info@skovforeningen.dk; press@sallinggroup.com; dktimber@dktimber.dk; Info@trae.dk; dvl@dvl.dk; mail@dyu.dk; mail@danskeadvokater.dk; info@dag.dk; info@danskeark.dk; dh@handicap.dk; danskehavne@danskehavne.dk; info@christmastree.dk; dl@landskabsarkitekter.dk; info@dkmuseer.dk; post@dmoge.dk; info@danskesvineproducenter.dk; danva@danva.dk; dt@datatilsynet.dk; frank@ulve.dk; dsk@dsk.dk; mikaelsjoeberg@oestrelandsret.dk; astridbogh@vestrelandsret.dk; ddl@ddl.org; kontakt@ddnf.dk; MFVM - Postkasse, Det dyreetiske råd <Detdyreetiskeraad@mfvm.dk>; Peter Bavnshøj <pb@dgmuseum.dk>; dkr@dkr.dk; info@ecocouncil.dk; hoeringer@dommerfm.dk; post@domstolsstyrelsen.dk; doso@doso.dk; db@dyrenesbeskyttelse.dk; info@energinet.dk; entomologiskforening@gmail.com; post@fabnet.dk; info@fbnet.dk; gun@ferskvandsfiskeriforeningen.dk; sekretariat@historiskehuse.dk; redaktion@fadb.dk; Midtjyllandvest@fredningsnaevn <midtjyllandvest@fredningsnaevn.dk>; info@flidhavne.dk; mail@envina.dk; Lund, Klaus Meinby (KPE013) <KPE013@politi.dk>; fri@frinet.dk; krst@ign.ku.dk; hjnygaard@nordfiber.dk; fr@friluftsraadet.dk; sekretariat@mitfritidshus.dk; info.dk@greenpeace.org; info@hededanmark.dk; info@hedeselskabet.dk; horesta@horesta.dk; SMV@SMVdanmark.dk; aagesmedegaard@gmail.com; post@ja.dk; info@justitia-int.org; per16ender@hotmail.com; mail@kammeradvokaten.dk; info@kolonihave.dk; info@landboudom.dk; hoering@lf.dk; mail@landdistrikterne.dk; pt@strafferetsadvokaten.dk; mail@byogland.dk; llh@levende-hav.dk; info@praktiskoekologi.dk; ark@moesgaardmuseum.dk; Kongernesnordsjælland <knsj@danmarksnationalparker.dk>; Nationalpark Mols Bjerger <mols@danmarksnationalparker.dk>; Nationalpark Skjoldungernes Land <npskjold@danmarksnationalparker.dk>; Nationalpark Thy <thy@danmarksnationalparker.dk>; NST - Nationalpark Vadehavet <vadehavet@danmarksnationalparker.dk>; nogu@nogu.dk; noah@noah.dk; kontakt@nordeafonden.dk; info@lehmannfalconry.dk; baltic@oceana.org; info@orbicon.dk; sekretariat@parcelhus.dk; patriotisk@patriotisk.dk; Politiforbundet <mail@politiforbundet.dk>; plf@plf.dk; info@ramboll.dk; realdania@realdania.dk; formand@retspolitik.dk; sekretariatet@danke-smaaer.dk; info@seges.dk; skibogbaad@di.dk; info@skovdyrkerne.dk; info@skydebaneforeningen.dk; ks@smaaskov.dk; info@sosport.dk; info@teknologisk.dk; info@trygfonden.dk; danhostel@danhostel.dk; info@verdensskove.org; wwf@wwf.dk; museum@vikingskibsmuseet.dk; info@veluxfoundations.dk; contact@visitdenmark.com; tn@danva.dk; info@okologi.dk; post@avjf.dk; eni@aarhus.dk; regioner@regioner.dk; ktc@ktc.dk; kl@kl.dk; 1-DEP Erhvervsministeriets officielle postkasse <em@em.dk>; Finansministeriets postkasse <fm@fm.dk>; fm@fmn.dk; Justitsministeriet <jm@jm.dk>; km@km.dk; Kulturministeriet <kum@kum.dk>; Social- og Indenrigsministeriet <oim@oim.dk>; EFKM - Energi-, Forsynings- og Klimaministeriet <kefm@kefm.dk>; trm@trm.dk; banedanmark@bane.dk; Energistyrelsens officielle postkasse <ENS@ENS.DK>; erst@erst.dk; email@fvst.dk; dfk@kriminalforsorgen.dk; EVM NH Natur- og Miljøklagenævnets hovedpost <nmkn@naevneneshus.dk>; Søfartsstyrelsen Hovedpostkasse <SFS@dma.dk>; vd@vd.dk; post@domstolsstyrelsen.dk

**Cc:** Helle Pilsgaard <hepi@mst.dk>; Sepideh Bashari <sebas@mst.dk>

**Emne:** HØRING - Udkast til vejledning til habitatbekendtgørelsen

Kære høringsparter

Miljø- og Fødevareministeriet, Miljøstyrelsen, sender hermed udkast til revideret vejledning til habitatbekendtgørelsen i høring.

Høringsbrev, høringsliste og vejledningsudkast er vedhæftet. Dokumenterne er ligeledes tilgængelige på Høringsportalen, se dette link: <https://hoeringsportalen.dk/Hearing/Details/63152>

Høringsperioden udløber 21. oktober 2019 kl. 12.00.

Ved høringssvar angiv venligst følgende sagsnr: MST-821-00402

Venlig hilsen

**Natasja Basler Nykvist**

AC-fuldmægtig | Arter & Naturbeskyttelse

+45 30 91 15 73 | [nabny@mst.dk](mailto:nabny@mst.dk)

**Miljø- og Fødevareministeriet**

Miljøstyrelsen | Tolderlundsvej 5 | 5000 Odense C | Tlf. +45 72 54 40 00 | [mst@mst.dk](mailto:mst@mst.dk) | [www.mst.dk](http://www.mst.dk)

[Sådan håndterer vi dine personoplysninger](#)

## Sepideh Bashari

---

**Emne:** HØRING - Udkast til vejledning til habitatbekendtgørelsen

**Fra:** Bent Hansen <[bent@baph.dk](mailto:bent@baph.dk)>

**Sendt:** 3. september 2019 10:56

**Til:** Natasja Basler Nykvist <[nabny@mst.dk](mailto:nabny@mst.dk)>

**Emne:** SV: HØRING - Udkast til vejledning til habitatbekendtgørelsen

Hej Natasja

DANMARKS FRITIDSSEJLER UNION har ingen negative bemærkninger til forslaget.

Med venlig hilsen

Bent Hansen

DFU formand og kompetencekvalitetschef

Tlf.: 22 48 46 70

E-mail: [bent@baph.dk](mailto:bent@baph.dk)

E-mail: [mail@dfu-kompetence.dk](mailto:mail@dfu-kompetence.dk)

---

**Fra:** Natasja Basler Nykvist <[nabny@mst.dk](mailto:nabny@mst.dk)>

**Sendt:** 26. august 2019 13:07

**Til:** [info@15junifonden.dk](mailto:info@15junifonden.dk); [92grp@92grp.dk](mailto:92grp@92grp.dk); [Lone.Rosager@maersk.com](mailto:Lone.Rosager@maersk.com); [post@avjf.dk](mailto:post@avjf.dk); [samfund@advokatsamfundet.dk](mailto:samfund@advokatsamfundet.dk); Info-Akademiraadet <[info@akademiraadet.dk](mailto:info@akademiraadet.dk)>; [ae@ae.dk](mailto:ae@ae.dk); [feriefonden@aff.dk](mailto:feriefonden@aff.dk); [mail@arkitektforeningen.dk](mailto:mail@arkitektforeningen.dk); [kaskelot@mail.dk](mailto:kaskelot@mail.dk); [info@byoghavn.dk](mailto:info@byoghavn.dk); [sekretariat@historiskehuse.dk](mailto:sekretariat@historiskehuse.dk); [info@baeredygtigtlandbrug.dk](mailto:info@baeredygtigtlandbrug.dk); [cowi@cowi.dk](mailto:cowi@cowi.dk); [mail@dkfisk.dk](mailto:mail@dkfisk.dk); [dfu@dk-dfu.dk](mailto:dfu@dk-dfu.dk); [dif@dif.dk](mailto:dif@dif.dk); [post@jaegerne.dk](mailto:post@jaegerne.dk); [dmu@dmsport.dk](mailto:dmu@dmsport.dk); [dn@dn.dk](mailto:dn@dn.dk); [info@pelagisk.dk](mailto:info@pelagisk.dk); [post@sportsfiskerforbundet.dk](mailto:post@sportsfiskerforbundet.dk); [kontakt@danmarksvaekstraad.dk](mailto:kontakt@danmarksvaekstraad.dk); [danskakvakultur@dansekakvakultur.dk](mailto:danskakvakultur@dansekakvakultur.dk); [daff.medlemskontor@live.dk](mailto:daff.medlemskontor@live.dk); [da@da.dk](mailto:da@da.dk); [kontor@botaniskforening.dk](mailto:kontor@botaniskforening.dk); [info@dcu.dk](mailto:info@dcu.dk); [info@danskerhverv.dk](mailto:info@danskerhverv.dk); [info@danskerhvervsfremme.dk](mailto:info@danskerhvervsfremme.dk); [kontakt@danskfalkejagtklub.dk](mailto:kontakt@danskfalkejagtklub.dk); [info@silkeborg-rovfugleshow.dk](mailto:info@silkeborg-rovfugleshow.dk); [teamst@gmail.com](mailto:teamst@gmail.com); [di@di.dk](mailto:di@di.dk); [dj@journalistforbundet.dk](mailto:dj@journalistforbundet.dk); [miljo@kano-kajak.dk](mailto:miljo@kano-kajak.dk); [formand@dls-jagt.dk](mailto:formand@dls-jagt.dk); [info@dlbr.dk](mailto:info@dlbr.dk); [dof@dof.dk](mailto:dof@dof.dk); [dpf@pattedyrforening.dk](mailto:dpf@pattedyrforening.dk); [mail@kopenhagenfur.com](mailto:mail@kopenhagenfur.com); [info@rideforbund.dk](mailto:info@rideforbund.dk); [ds@sejlsport.dk](mailto:ds@sejlsport.dk); [selskabformiljoret@horten.dk](mailto:selskabformiljoret@horten.dk); [info@skovforeningen.dk](mailto:info@skovforeningen.dk); [press@sallinggroup.com](mailto:press@sallinggroup.com); [dktimber@dktimber.dk](mailto:dktimber@dktimber.dk); [Info@trae.dk](mailto:Info@trae.dk); [dvl@dvl.dk](mailto:dvl@dvl.dk); [mail@dyu.dk](mailto:mail@dyu.dk); [mail@danskeadvokater.dk](mailto:mail@danskeadvokater.dk); [info@dag.dk](mailto:info@dag.dk); [info@danskeark.dk](mailto:info@danskeark.dk); [dh@handicap.dk](mailto:dh@handicap.dk); [danskehavne@danskehavne.dk](mailto:danskehavne@danskehavne.dk); [info@christmastree.dk](mailto:info@christmastree.dk); [dl@landskabsarkitekter.dk](mailto:dl@landskabsarkitekter.dk); [info@dkmuseer.dk](mailto:info@dkmuseer.dk); [post@dmoge.dk](mailto:post@dmoge.dk); [info@danskesvineproducenter.dk](mailto:info@danskesvineproducenter.dk); [danva@danva.dk](mailto:danva@danva.dk); [dt@datatilsynet.dk](mailto:dt@datatilsynet.dk); [frank@ulve.dk](mailto:frank@ulve.dk); [dsk@dsk.dk](mailto:dsk@dsk.dk); [mikaelsjoeberg@oestrelandsret.dk](mailto:mikaelsjoeberg@oestrelandsret.dk); [astridbogh@vestrelandsret.dk](mailto:astridbogh@vestrelandsret.dk); [ddl@ddl.org](mailto:ddl@ddl.org); [kontakt@ddnf.dk](mailto:kontakt@ddnf.dk); MFVM - Postkasse, Det dyreetiske råd <[Detdyreetiskeraad@mfvm.dk](mailto:Detdyreetiskeraad@mfvm.dk)>; Peter Bavnshøj <[pb@dgmuseum.dk](mailto:pb@dgmuseum.dk)>; [dkr@dkr.dk](mailto:dkr@dkr.dk); [info@ecocouncil.dk](mailto:info@ecocouncil.dk); [hoeringer@dommerfm.dk](mailto:hoeringer@dommerfm.dk); [post@domstolsstyrelsen.dk](mailto:post@domstolsstyrelsen.dk); [doso@doso.dk](mailto:doso@doso.dk); [db@dyrenesbeskyttelse.dk](mailto:db@dyrenesbeskyttelse.dk); [info@energinet.dk](mailto:info@energinet.dk); [entomologiskforening@gmail.com](mailto:entomologiskforening@gmail.com); [post@fabnet.dk](mailto:post@fabnet.dk); [info@fbnet.dk](mailto:info@fbnet.dk); [gun@ferskvandsfiskeriforeningen.dk](mailto:gun@ferskvandsfiskeriforeningen.dk); [sekretariat@historiskehuse.dk](mailto:sekretariat@historiskehuse.dk); [redaktion@fadn.dk](mailto:redaktion@fadn.dk); Midtjyllandvest@fredningsnaevn <[midtjyllandvest@fredningsnaevn.dk](mailto:midtjyllandvest@fredningsnaevn.dk)>; [info@flidhavne.dk](mailto:info@flidhavne.dk); [mail@envina.dk](mailto:mail@envina.dk); [kpe013@politi.dk](mailto:kpe013@politi.dk); [fri@frinet.dk](mailto:fri@frinet.dk); [krst@ign.ku.dk](mailto:krst@ign.ku.dk); [hjnygaard@nordfiber.dk](mailto:hjnygaard@nordfiber.dk); [fr@friluftsraadet.dk](mailto:fr@friluftsraadet.dk); [sekretariat@mitfritidshus.dk](mailto:sekretariat@mitfritidshus.dk); [info.dk@greenpeace.org](mailto:info.dk@greenpeace.org); [info@hededanmark.dk](mailto:info@hededanmark.dk); [info@hedeselskabet.dk](mailto:info@hedeselskabet.dk); [horesta@horesta.dk](mailto:horesta@horesta.dk); [SMV@SMVdanmark.dk](mailto:SMV@SMVdanmark.dk); [aagesmedegaard@gmail.com](mailto:aagesmedegaard@gmail.com); [post@ja.dk](mailto:post@ja.dk); [info@justitia-int.org](mailto:info@justitia-int.org); [per16ender@hotmail.com](mailto:per16ender@hotmail.com); [mail@kammeradvokaten.dk](mailto:mail@kammeradvokaten.dk); [info@kolonihave.dk](mailto:info@kolonihave.dk); [info@landboudom.dk](mailto:info@landboudom.dk); [hoering@lf.dk](mailto:hoering@lf.dk); [mail@landdistrikterne.dk](mailto:mail@landdistrikterne.dk); [pt@strafferetsadvokaten.dk](mailto:pt@strafferetsadvokaten.dk); [mail@bygland.dk](mailto:mail@bygland.dk); [llh@levende-hav.dk](mailto:llh@levende-hav.dk); [info@praktiskoekologi.dk](mailto:info@praktiskoekologi.dk); [ark@moesgaardmuseum.dk](mailto:ark@moesgaardmuseum.dk); Kongernesnordsjælland <[knsj@danmarksnationalparker.dk](mailto:knsj@danmarksnationalparker.dk)>; Nationalpark Mols Bjerger <[mols@danmarksnationalparker.dk](mailto:mols@danmarksnationalparker.dk)>; Nationalpark Skjoldungernes Land <[npskjold@danmarksnationalparker.dk](mailto:npskjold@danmarksnationalparker.dk)>; Nationalpark Thy <[thy@danmarksnationalparker.dk](mailto:thy@danmarksnationalparker.dk)>; NST - Nationalpark Vadehavet <[vadehavet@danmarksnationalparker.dk](mailto:vadehavet@danmarksnationalparker.dk)>;



[nogu@nogu.dk](mailto:nogu@nogu.dk); [noah@noah.dk](mailto:noah@noah.dk); [kontakt@nordeafonden.dk](mailto:kontakt@nordeafonden.dk); [info@lehmannfalconry.dk](mailto:info@lehmannfalconry.dk); [baltic@oceana.org](mailto:baltic@oceana.org); [info@orbicon.dk](mailto:info@orbicon.dk); [sekretariat@parcelhus.dk](mailto:sekretariat@parcelhus.dk); [patriotisk@patriotisk.dk](mailto:patriotisk@patriotisk.dk); [mail@politiforbundet.dk](mailto:mail@politiforbundet.dk); [plf@plf.dk](mailto:plf@plf.dk); [info@ramboll.dk](mailto:info@ramboll.dk); [realdania@realdania.dk](mailto:realdania@realdania.dk); [formand@retspolitik.dk](mailto:formand@retspolitik.dk); [sekretariatet@danske-smaaoer.dk](mailto:sekretariatet@danske-smaaoer.dk); [info@seges.dk](mailto:info@seges.dk); [skibogbaad@di.dk](mailto:skibogbaad@di.dk); [info@skovdyrkerne.dk](mailto:info@skovdyrkerne.dk); [info@skydebaneforeningen.dk](mailto:info@skydebaneforeningen.dk); [ks@smaaskov.dk](mailto:ks@smaaskov.dk); [info@sosport.dk](mailto:info@sosport.dk); [info@teknologisk.dk](mailto:info@teknologisk.dk); [info@trygfonden.dk](mailto:info@trygfonden.dk); [danhostel@danhostel.dk](mailto:danhostel@danhostel.dk); [info@verdensskove.org](mailto:info@verdensskove.org); [wwf@wwf.dk](mailto:wwf@wwf.dk); [museum@vikingeskibsmuseet.dk](mailto:museum@vikingeskibsmuseet.dk); [info@veluxfoundations.dk](mailto:info@veluxfoundations.dk); [contact@visitdenmark.com](mailto:contact@visitdenmark.com); [tn@danva.dk](mailto:tn@danva.dk); [info@okologi.dk](mailto:info@okologi.dk); [post@avjf.dk](mailto:post@avjf.dk); [eni@aarhus.dk](mailto:eni@aarhus.dk); [regioner@regioner.dk](mailto:regioner@regioner.dk); [ktc@ktc.dk](mailto:ktc@ktc.dk); [kl@kl.dk](mailto:kl@kl.dk); 1-DEP Erhvervsministeriets officielle postkasse <[em@em.dk](mailto:em@em.dk)>; Finansministeriets postkasse <[fm@fm.dk](mailto:fm@fm.dk)>; [fmn@fmn.dk](mailto:fmn@fmn.dk); Justitsministeriet <[jm@jm.dk](mailto:jm@jm.dk)>; [km@km.dk](mailto:km@km.dk); Kulturministeriet <[kum@kum.dk](mailto:kum@kum.dk)>; Social- og Indenrigsministeriet <[oim@oim.dk](mailto:oim@oim.dk)>; EFKM - Energi-, Forsynings- og Klimaministeriet <[kefm@kefm.dk](mailto:kefm@kefm.dk)>; [trm@trm.dk](mailto:trm@trm.dk); [banedanmark@bane.dk](mailto:banedanmark@bane.dk); Energistyrelsens officielle postkasse <[ENS@ENS.DK](mailto:ENS@ENS.DK)>; [erst@erst.dk](mailto:erst@erst.dk); [email@fvst.dk](mailto:email@fvst.dk); [dfk@kriminalforsorgen.dk](mailto:dfk@kriminalforsorgen.dk); EVM NH Natur- og Miljøklagenævnets hovedpost <[nmkn@naevneneshus.dk](mailto:nmkn@naevneneshus.dk)>; Søfartsstyrelsen Hovedpostkasse <[SFS@dma.dk](mailto:SFS@dma.dk)>; [vd@vd.dk](mailto:vd@vd.dk); [post@domstolsstyrelsen.dk](mailto:post@domstolsstyrelsen.dk)  
**Cc:** Helle Pilsgaard <[hepi@mst.dk](mailto:hepi@mst.dk)>; Sepideh Bashari <[sebas@mst.dk](mailto:sebas@mst.dk)>  
**Emne:** HØRING - Udkast til vejledning til habitatbekendtgørelsen

Kære høringsparter

Miljø- og Fødevareministeriet, Miljøstyrelsen, sender hermed udkast til revideret vejledning til habitatbekendtgørelsen i høring.

Høringsbrev, høringsliste og vejledningsudkast er vedhæftet. Dokumenterne er ligeledes tilgængelige på Høringsportalen, se dette link: <https://hoeringsportalen.dk/Hearing/Details/63152>

Høringsperioden udløber 21. oktober 2019 kl. 12.00.

Ved høringssvar angiv venligst følgende sagsnr: MST-821-00402

Venlig hilsen

**Natasja Basler Nykvist**

AC-fuldmægtig | Arter & Naturbeskyttelse  
+45 30 91 15 73 | [nabny@mst.dk](mailto:nabny@mst.dk)

**Miljø- og Fødevareministeriet**

Miljøstyrelsen | Tolderlundsvej 5 | 5000 Odense C | Tlf. +45 72 54 40 00 | [mst@mst.dk](mailto:mst@mst.dk) | [www.mst.dk](http://www.mst.dk)

[Sådan håndterer vi dine personoplysninger](#)

## Sepideh Bashari

---

**Emne:**

HØRING - Udkast til vejledning til habitatbekendtgørelsen

**Fra:** Foreningen af Rådgivende Ingeniører <[fri@frinet.dk](mailto:fri@frinet.dk)>

**Sendt:** 19. september 2019 10:24

**Til:** Natasja Basler Nykvist <[nabny@mst.dk](mailto:nabny@mst.dk)>

**Emne:** SV: HØRING - Udkast til vejledning til habitatbekendtgørelsen

FRI takker for muligheden for at afgive høringssvar på ovenstående høring.

Vi har ingen bemærkninger til høringen.

Med venlig hilsen

Foreningen af Rådgivende Ingeniører, FRI

Postboks 367

1504 København V

Telefon 3525 3737

---

**Fra:** Natasja Basler Nykvist <[nabny@mst.dk](mailto:nabny@mst.dk)>

**Sendt:** 26. august 2019 13:07

**Til:** [info@15junifonden.dk](mailto:info@15junifonden.dk); [92grp@92grp.dk](mailto:92grp@92grp.dk); [Lone.Rosager@maersk.com](mailto:Lone.Rosager@maersk.com); [post@avif.dk](mailto:post@avif.dk); [samfund@advokatsamfundet.dk](mailto:samfund@advokatsamfundet.dk); Info-Akademiraadet <[info@akademiraadet.dk](mailto:info@akademiraadet.dk)>; [ae@ae.dk](mailto:ae@ae.dk); [feriefonden@aff.dk](mailto:feriefonden@aff.dk); [mail@arkitektforeningen.dk](mailto:mail@arkitektforeningen.dk); [kaskelot@mail.dk](mailto:kaskelot@mail.dk); [info@byoghavn.dk](mailto:info@byoghavn.dk); [sekretariat@historiskehuse.dk](mailto:sekretariat@historiskehuse.dk); [info@baeredygtigtlandbrug.dk](mailto:info@baeredygtigtlandbrug.dk); [cowi@cowi.dk](mailto:cowi@cowi.dk); [mail@dkfisk.dk](mailto:mail@dkfisk.dk); [dfu@dk-dfu.dk](mailto:dfu@dk-dfu.dk); [dif@dif.dk](mailto:dif@dif.dk); [post@jaegerne.dk](mailto:post@jaegerne.dk); [dmu@dmusport.dk](mailto:dmu@dmusport.dk); [dn@dn.dk](mailto:dn@dn.dk); [info@pelagisk.dk](mailto:info@pelagisk.dk); [post@sportsfiskerforbundet.dk](mailto:post@sportsfiskerforbundet.dk); [kontakt@danmarksvaekstraad.dk](mailto:kontakt@danmarksvaekstraad.dk); [danskakvakultur@danskakvakultur.dk](mailto:danskakvakultur@danskakvakultur.dk); [daff.medlemskontor@live.dk](mailto:daff.medlemskontor@live.dk); [da@da.dk](mailto:da@da.dk); [kontor@botaniskforening.dk](mailto:kontor@botaniskforening.dk); [info@dcu.dk](mailto:info@dcu.dk); [info@danskerhverv.dk](mailto:info@danskerhverv.dk); [info@danskerhvervsfremme.dk](mailto:info@danskerhvervsfremme.dk); [kontakt@danskfalkejagtklub.dk](mailto:kontakt@danskfalkejagtklub.dk); [info@silkeborg-rovfugleshow.dk](mailto:info@silkeborg-rovfugleshow.dk); [teamst@gmail.com](mailto:teamst@gmail.com); [di@di.dk](mailto:di@di.dk); [dj@journalistforbundet.dk](mailto:dj@journalistforbundet.dk); [miljo@kano-kajak.dk](mailto:miljo@kano-kajak.dk); [formand@dls-jagt.dk](mailto:formand@dls-jagt.dk); [info@dlbr.dk](mailto:info@dlbr.dk); [dof@dof.dk](mailto:dof@dof.dk); [dpf@pattedyrforening.dk](mailto:dpf@pattedyrforening.dk); [mail@kopenhagenfur.com](mailto:mail@kopenhagenfur.com); [info@rideforbund.dk](mailto:info@rideforbund.dk); [ds@sejlsport.dk](mailto:ds@sejlsport.dk); [selskabformiljoret@horten.dk](mailto:selskabformiljoret@horten.dk); [info@skovforeningen.dk](mailto:info@skovforeningen.dk); [press@sallinggroup.com](mailto:press@sallinggroup.com); [dktimber@dktimber.dk](mailto:dktimber@dktimber.dk); [Info@trae.dk](mailto:Info@trae.dk); [dvl@dvl.dk](mailto:dvl@dvl.dk); [mail@dyu.dk](mailto:mail@dyu.dk); [mail@danskeadvokater.dk](mailto:mail@danskeadvokater.dk); [info@dag.dk](mailto:info@dag.dk); [info@danskeark.dk](mailto:info@danskeark.dk); [dh@handicap.dk](mailto:dh@handicap.dk); [danskehavne@danskehavne.dk](mailto:danskehavne@danskehavne.dk); [info@christmastree.dk](mailto:info@christmastree.dk); [dl@landskabsarkitekter.dk](mailto:dl@landskabsarkitekter.dk); [info@dkmuseer.dk](mailto:info@dkmuseer.dk); [post@dmoge.dk](mailto:post@dmoge.dk); [info@danskesvineproducenter.dk](mailto:info@danskesvineproducenter.dk); [danva@danva.dk](mailto:danva@danva.dk); [dt@datatilsynet.dk](mailto:dt@datatilsynet.dk); [frank@ulve.dk](mailto:frank@ulve.dk); [dsk@dsk.dk](mailto:dsk@dsk.dk); [mikaelsjoeberg@oestrelandsret.dk](mailto:mikaelsjoeberg@oestrelandsret.dk); [astridbogh@vestrelandsret.dk](mailto:astridbogh@vestrelandsret.dk); [ddl@ddl.org](mailto:ddl@ddl.org); [kontakt@ddnf.dk](mailto:kontakt@ddnf.dk); MFVM - Postkasse, Det dyreetiske råd <[Detdyreetiskeraad@mfv.dk](mailto:Detdyreetiskeraad@mfv.dk)>; Peter Bavnshøj <[pb@dgmuseum.dk](mailto:pb@dgmuseum.dk)>; [dkr@dkr.dk](mailto:dkr@dkr.dk); [info@ecocouncil.dk](mailto:info@ecocouncil.dk); [hoeringer@dommerfm.dk](mailto:hoeringer@dommerfm.dk); [post@domstolsstyrelsen.dk](mailto:post@domstolsstyrelsen.dk); [doso@doso.dk](mailto:doso@doso.dk); [db@dyrenesbeskyttelse.dk](mailto:db@dyrenesbeskyttelse.dk); [info@energinet.dk](mailto:info@energinet.dk); [entomologiskforening@gmail.com](mailto:entomologiskforening@gmail.com); [post@fabnet.dk](mailto:post@fabnet.dk); [info@fbnet.dk](mailto:info@fbnet.dk); [gun@ferskvandsfiskeriforeningen.dk](mailto:gun@ferskvandsfiskeriforeningen.dk); [sekretariat@historiskehuse.dk](mailto:sekretariat@historiskehuse.dk); [redaktion@fadn.dk](mailto:redaktion@fadn.dk); Midtjyllandvest@fredningsnaevn <[midtjyllandvest@fredningsnaevn.dk](mailto:midtjyllandvest@fredningsnaevn.dk)>; [info@flidhavne.dk](mailto:info@flidhavne.dk); [mail@envina.dk](mailto:mail@envina.dk); [kpe013@politi.dk](mailto:kpe013@politi.dk); Foreningen af Rådgivende Ingeniører <[fri@frinet.dk](mailto:fri@frinet.dk)>; [krst@ign.ku.dk](mailto:krst@ign.ku.dk); [hjnygaard@nordfiber.dk](mailto:hjnygaard@nordfiber.dk); [fr@friluftsraadet.dk](mailto:fr@friluftsraadet.dk); [sekretariat@mitfritidshus.dk](mailto:sekretariat@mitfritidshus.dk); [info.dk@greenpeace.org](mailto:info.dk@greenpeace.org); [info@hededanmark.dk](mailto:info@hededanmark.dk); [info@hedeselskabet.dk](mailto:info@hedeselskabet.dk); [horesta@horesta.dk](mailto:horesta@horesta.dk); [SMV@SMVdanmark.dk](mailto:SMV@SMVdanmark.dk); [aagesmedegaard@gmail.com](mailto:aagesmedegaard@gmail.com); [post@ja.dk](mailto:post@ja.dk); [info@justitia-int.org](mailto:info@justitia-int.org); [per16ender@hotmail.com](mailto:per16ender@hotmail.com); [mail@kammeradvokaten.dk](mailto:mail@kammeradvokaten.dk); [info@kolonihave.dk](mailto:info@kolonihave.dk); [info@landboungdom.dk](mailto:info@landboungdom.dk); [hoering@lf.dk](mailto:hoering@lf.dk); [mail@landdistrikterne.dk](mailto:mail@landdistrikterne.dk); [pt@strafferetsadvokaten.dk](mailto:pt@strafferetsadvokaten.dk); [mail@byogland.dk](mailto:mail@byogland.dk); [llh@levende-hav.dk](mailto:llh@levende-hav.dk); [info@praktiskoekologi.dk](mailto:info@praktiskoekologi.dk); [ark@moesgaardmuseum.dk](mailto:ark@moesgaardmuseum.dk); Kongernesnordsjælland <[knsj@danmarksnationalparker.dk](mailto:knsj@danmarksnationalparker.dk)>; Nationalpark Mols Bjerger <[mols@danmarksnationalparker.dk](mailto:mols@danmarksnationalparker.dk)>; Nationalpark Skjoldungernes Land <[npskjold@danmarksnationalparker.dk](mailto:npskjold@danmarksnationalparker.dk)>; Nationalpark Thy <[thy@danmarksnationalparker.dk](mailto:thy@danmarksnationalparker.dk)>; NST - Nationalpark Vadehavet <[vadehavet@danmarksnationalparker.dk](mailto:vadehavet@danmarksnationalparker.dk)>; [nogu@nogu.dk](mailto:nogu@nogu.dk); [noah@noah.dk](mailto:noah@noah.dk); [kontakt@nordeafonden.dk](mailto:kontakt@nordeafonden.dk); [info@lehmannfalconry.dk](mailto:info@lehmannfalconry.dk); [baltic@oceana.org](mailto:baltic@oceana.org);

[info@orbicon.dk](mailto:info@orbicon.dk); [sekretariat@parcelhus.dk](mailto:sekretariat@parcelhus.dk); [patriotisk@patriotisk.dk](mailto:patriotisk@patriotisk.dk); [mail@politiforbundet.dk](mailto:mail@politiforbundet.dk); [plf@plf.dk](mailto:plf@plf.dk); [info@ramboll.dk](mailto:info@ramboll.dk); [realdania@realdania.dk](mailto:realdania@realdania.dk); [formand@retspolitik.dk](mailto:formand@retspolitik.dk); [sekretariatet@danske-smaaoer.dk](mailto:sekretariatet@danske-smaaoer.dk); [info@seges.dk](mailto:info@seges.dk); [skibogbaad@di.dk](mailto:skibogbaad@di.dk); [info@skovdyrkerne.dk](mailto:info@skovdyrkerne.dk); [info@skydebaneforeningen.dk](mailto:info@skydebaneforeningen.dk); [ks@smaaskov.dk](mailto:ks@smaaskov.dk); [info@sosport.dk](mailto:info@sosport.dk); [info@teknologisk.dk](mailto:info@teknologisk.dk); [info@trygfonden.dk](mailto:info@trygfonden.dk); [danhostel@danhostel.dk](mailto:danhostel@danhostel.dk); [info@verdensskove.org](mailto:info@verdensskove.org); [wwf@wwf.dk](mailto:wwf@wwf.dk); [museum@vikingeskibsmuseet.dk](mailto:museum@vikingeskibsmuseet.dk); [info@veluxfoundations.dk](mailto:info@veluxfoundations.dk); [contact@visitdenmark.com](mailto:contact@visitdenmark.com); [tn@danva.dk](mailto:tn@danva.dk); [info@okologi.dk](mailto:info@okologi.dk); [post@avjf.dk](mailto:post@avjf.dk); [eni@aarhus.dk](mailto:eni@aarhus.dk); [regioner@regioner.dk](mailto:regioner@regioner.dk); [ktc@ktc.dk](mailto:ktc@ktc.dk); [kl@kl.dk](mailto:kl@kl.dk); 1-DEP Erhvervsministeriets officielle postkasse <[em@em.dk](mailto:em@em.dk)>; Finansministeriets postkasse <[fm@fm.dk](mailto:fm@fm.dk)>; [fmn@fmn.dk](mailto:fmn@fmn.dk); Justitsministeriet <[jm@jm.dk](mailto:jm@jm.dk)>; [km@km.dk](mailto:km@km.dk); Kulturministeriet <[kum@kum.dk](mailto:kum@kum.dk)>; Social- og Indenrigsministeriet <[oim@oim.dk](mailto:oim@oim.dk)>; EFKM - Energi-, Forsynings- og Klimaministeriet <[kefm@kefm.dk](mailto:kefm@kefm.dk)>; [trm@trm.dk](mailto:trm@trm.dk); [banedanmark@bane.dk](mailto:banedanmark@bane.dk); Energistyrelsens officielle postkasse <[ENS@ENS.DK](mailto:ENS@ENS.DK)>; [erst@erst.dk](mailto:erst@erst.dk); [email@fvst.dk](mailto:email@fvst.dk); [dfk@kriminalforsorgen.dk](mailto:dfk@kriminalforsorgen.dk); EVM NH Natur- og Miljøklagenævnets hovedpost <[nmkn@naevneneshus.dk](mailto:nmkn@naevneneshus.dk)>; Søfartsstyrelsen Hovedpostkasse <[SFS@dma.dk](mailto:SFS@dma.dk)>; [vd@vd.dk](mailto:vd@vd.dk); [post@domstolsstyrelsen.dk](mailto:post@domstolsstyrelsen.dk)  
**Cc:** Helle Pilsgaard <[hepi@mst.dk](mailto:hepi@mst.dk)>; Sepideh Bashari <[sebas@mst.dk](mailto:sebas@mst.dk)>  
**Emne:** HØRING - Udkast til vejledning til habitatbekendtgørelsen

Kære høringsparter

Miljø- og Fødevarerministeriet, Miljøstyrelsen, sender hermed udkast til revideret vejledning til habitatbekendtgørelsen i høring.

Høringsbrev, høringsliste og vejledningsudkast er vedhæftet. Dokumenterne er ligeledes tilgængelige på Høringsportalen, se dette link: <https://hoeringsportalen.dk/Hearing/Details/63152>

Høringsperioden udløber 21. oktober 2019 kl. 12.00.

Ved høringssvar angiv venligst følgende sagsnr: MST-821-00402

Venlig hilsen

**Natasja Basler Nykvist**

AC-fuldmægtig | Arter & Naturbeskyttelse  
+45 30 91 15 73 | [nabny@mst.dk](mailto:nabny@mst.dk)

**Miljø- og Fødevarerministeriet**

Miljøstyrelsen | Tolderlundsvej 5 | 5000 Odense C | Tlf. +45 72 54 40 00 | [mst@mst.dk](mailto:mst@mst.dk) | [www.mst.dk](http://www.mst.dk)

[Sådan håndterer vi dine personoplysninger](#)