

Roland Bobbink,
Hilde Tomassen,
Maaïke Weijters &
Jean-Paul Hettelingh

Revisie en update van kritische N-depositiewaarden voor Europese natuur

In Europa is de depositie van stikstofverbindingen uit de lucht één van de belangrijkste bedreigingen voor de diversiteit in natuurgebieden. De internationale gemeenschap probeert deze belasting met N-verbindingen zo efficiënt mogelijk terug te dringen. Dat gebeurt in het kader van de 'Convention on Long-range Transboundary Air Pollution' van de United Nations Economic Commission for Europe (UNECE).

In de laatste drie decennia is in dit verband het begrip 'kritische depositiewaarde' (KDW) ontwikkeld. Deze is gedefinieerd als de hoeveelheid atmosferische depositie die een ecosysteem over langere tijd verdragen kan zonder dat er significante schade optreedt aan de structuur of het functioneren van het systeem, volgens de huidige stand van kennis. Kritische depositiewaarden weerspiegelen de gevoeligheid van ecosystemen: hoe lager de KDW, des te gevoeliger is het systeem. In 2010 is zeer recent een nieuwe revisieronde afgerond om de KDW 'n zo goed als mogelijk vast te stellen.

In eerste instantie is het begrip KDW ontwikkeld en toegepast voor de verzurende werking van atmosferische depositie, met name van zwavelverbindingen. Dit heeft geleid tot het lokaliseren van gevoelige gebieden in Europa (o.a. Scandinavië, delen van Duitsland, Nederland en Engeland) en het vaststellen van plaatsen waar de toevoer van verzurende verbindingen het meest de KDW overschrijdt. Het beperken van deze overschrijdingen

('exceedances') is één van de succesvolle uitgangspunten van het Europese luchtbeleid sinds 1994 te Geneve (Verenigde Naties Economische Commissie voor Europa; UNECE) en Brussel. Momenteel worden KDW'n ook gebruikt ter ondersteuning van het Europese natuur- en biodiversiteitsbeleid. Stikstofverbindingen (stikstofoxiden/nitraat en ammoniak/ammonium) zijn een (zeer) belangrijk onderdeel van luchtverontreiniging, zeker in

Nederland. De afname van de hoge Europese emissies van geoxideerd en gereduceerd stikstof sinds eind jaren tachtig van de vorige eeuw (Schoepp et al., 2003) is onvoldoende om depositierisico's van stikstof in veel gebieden te voorkomen (Galloway et al., 2008; Bobbink et al., 2010). Omdat de gevolgen van N-depositie zeer complex zijn, zijn sinds eind jaren 1980 voor stikstof afzonderlijke kritische depositiewaarden ontwikkeld.

Effecten van stikstof

De gevolgen van de toevoer van N-verbindingen uit de lucht in voorheen onbelaste natuurgebieden zijn veelzijdig, met vele interacties en kunnen optreden op zeer verschillende tijdschaal. De belangrijkste effectketens zijn directe toxiciteit van gasen, eutrofiëring, bodem- of waterverzuring, negatieve effecten van gereduceerd N (ammoniak of ammonium) en verhoogde gevoeligheid voor stress en plagen (bijv. Bobbink & Lamers, 1999; Kros et al., 2008) (fig.1). In veel natuurgebieden in West- en Midden-Europa zijn de complexe gevolgen van eutrofiëring ('vermesting'), verzuring en negatieve gevolgen van

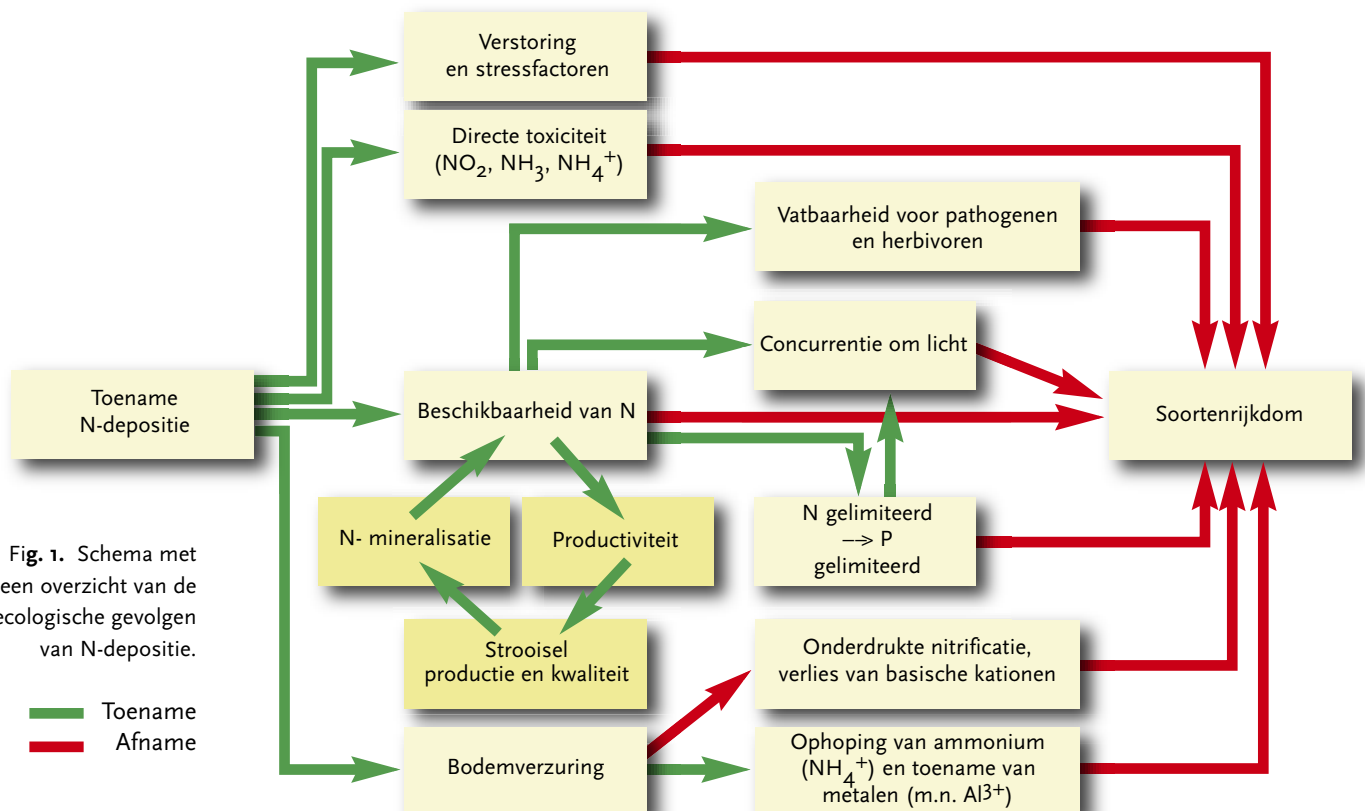


Fig. 1. Schema met een overzicht van de ecologische gevolgen van N-depositie.

— Toename
— Afname



Foto 1. Beeld van kalkgraslandvegetatie zonder extra N-gift (boven) en na 3 jaar behandeling met $100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ (onder) (foto's: R. Bobbink). Door N-eutrofiëring neemt de groei van het gras Gevinde kortsteel (*Brachypodium pinnatum*) zeer drastisch toe, waardoor veel lage kruiden uit de vegetatie verdwijnen (Bobbink, 1991).

ammonium, prominent aanwezig. 'Waarneembare' veranderingen bij te hoge, langdurige N-toevoer zijn veranderingen in plantontwikkeling, in soortensamenstelling of -dominantie en in (planten)diversiteit (foto 1). Ook veranderingen in het functioneren van het ecosysteem zoals verhoogde mineralisatie, uitspoeling van nitraat en verzuring (uitspoeling basische kationen en verhoogde concentraties van Al^{3+}) kunnen gaan optreden (fig. 1).

In Europees verband worden op regionale schaal twee methoden gebruikt om KDW'n voor N vast te stellen (o.a. Hettelingh et al., 2007; 2008):

- de 'steady-state' massabalans (SSMB). Belangrijke procesparameters in de vegetatie en in de bodem in dit simpele N-model zijn respectievelijk de netto-opname van stikstof door de vegetatie, stikstofimmobilisatie, denitrificatie en stikstofuitspoeling;
- de zogenaamde 'empirische' methode, vooral toegepast voor natuurlijke en half-natuurlijke ecosystemen met hoge biodiversiteit, omdat de complexe gevolgen van N-depositie niet éénduidig kunnen worden beschreven met SSMB-modellen.

Empirische methode

Empirische KDW'n zijn gebaseerd op significante uitkomsten van experimenten in het veld of in mini-ecosystemen waarin de toevoer van N-verbindingen is verhoogd (of soms verlaagd!). Hierbij is het essentieel dat in het experiment minimaal één behandeling is opgenomen waarin alleen de toevoer van N varieert, dus zonder gift van andere nutriënten of een andere behandeling. Een belangrijke voorwaarde is verder dat het experiment niet te kort (≥ 2 jaar, liefst 4-5 jaar of langer) heeft geduurd en dat de behandelingen met N ($\leq 100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$) niet te extreem zijn vergeleken met N-deposities in Europa. Tevens dient de heersende achtergrondbelasting met N in de evaluatie van de experimenten betrokken te zijn. Zoals eerder beschreven gaat het bij de uitkomsten vooral om significante veranderingen in de structuur of het functioneren van natuurgebieden. Ter aanvulling van de resultaten van experimenten zijn ook de gegevens van correlatieve gradiëntstudies gebruikt.

Een voorbeeld van de gebruikte gegevens is te zien in figuur 2. Na 7 jaar behandeling met 7,7 of $15,4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ in een droge heidevegetatie in Zuid-Engeland (achtergronddepositie ca $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$) is gevonden dat de bedekking met korstmossen (en ook de korstmosdiversiteit) significant is verminderd door beide behandelingen. Deze significante afname is zeker niet veroorzaakt door directe toxische effecten (er vond wekelijks beregening plaats), maar door de toegenomen beschaduwing door de verhoogde groei van

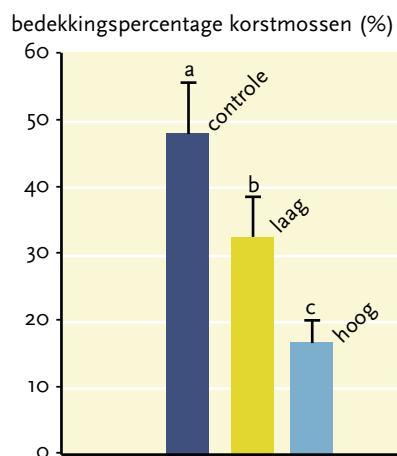


Fig. 2. Bedekkingspercentage (%) met korstmossen na 7 jaar N-additie in een droge heide in Zuid Engeland met lage ($7,7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$) of hoge ($15,4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$) N-beregening (Barker, 2001).

de vegetatie (Barker, 2001). Dit is één van de resultaten die ertoe heeft geleid dat de KDW voor droge laaglandheide (EUNIS F4.2, Habitatcode 4030) is vastgesteld op $10\text{-}20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ (tabel 1).

De KDW'n zijn sinds begin jaren negentig opgesteld met een range. Deze range berust op:

- de gebruikte hoeveelheden van N-gift in de betreffende experimenten, bijvoorbeeld $5 - 10 - 20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$;
- de onzekerheid in velddepositiegegevens;
- bestaande ruimtelijke variatie in ecosystemen over Europa.

Verder is een indicatie voor de betrouwbaarheid van de KDW gegeven:

- **betrouwbaar:** verschillende studies in meerdere landen laten vergelijkbare significante resultaten zien;
- **vrij betrouwbaar:** de uitkomsten van enkele N-additie experimenten zijn vergelijkbaar;
- **expert judgement:** experimentele gegevens over N ontbreken, maar de waarden zijn gebaseerd op ecologische kennis van deze en vergelijkbare vegetaties.

De revisieronde van 2010

Empirische KDW'n zijn voor het laatst herzien in Europa in de periode 2001-2002 (Bobbink et al., 2003). Sindsdien heeft het onderzoek naar de effecten van N niet stilgestaan, althans buiten Nederland. Dat was de aanleiding voor de UNECE om in 2010 weer een nieuwe revisieronde te laten plaatsvinden, en wel op dezelfde wijze uitgevoerd als in de eerdere perioden. Zo is eerst door een team van auteurs uit West-, Midden- en Noord-Europa een concept achtergronddocument opgesteld, waarin de uitkomsten van experimenten met N uit de periode 2003 – begin 2010 zijn verwerkt en geïntegreerd met (eventuele) eerdere gegevens. Dit concept is daarna beoordeeld en van commentaar voorzien door 7 internationale referenten en vervolgens aangepast tot een definitief achtergronddocument. Dit document is vervolgens gebruikt als basis voor discussie op een 3-daagse UNECE expertbijeenkomst in Noordwijkerhout (Bobbink & Hettelingh, in druk). Aan deze bijeenkomst hebben meer dan 50 deskundigen uit 15 landen deelgenomen, waarna tenslotte op de slotbijeenkomst de herziene KDW'n zijn vastgesteld (tabel 1). Deze waarden zijn vervolgens in september 2010 door de UNECE officieel vastgelegd voor toepassing in de ondersteuning van de revisie in 2011 van het protocol voor de bestrijding van verzuring, vermisting and troposferisch ozon.

Tabel 1. Overzicht van de in september 2010 door de UNECE vastgestelde empirische kritische N-depositie waarden ($\text{kg N ha}^{-1}\text{jr}^{-1}$) voor natuurlijke en halfnatuurlijke ecosystemen. In deze tabel zijn alleen die systemen opgenomen die in Nederland of België voorkomen. Indeling van de ecosystemen is gebeurd volgens EUNIS (EUropean Nature Information System), tevens is het Natura2000-habitattype gegeven. ## betrouwbaar; # redelijk betrouwbaar en (#) expert judgement (naar Bobbink & Hettelingh, in druk).

Mariene habitats (A)	Type ecosysteem	EUNIS-code	Habitat-type	KDW 2003	KDW 2010
	Midden- en hoge kwelders	A2.53	1330		20-30 (#)
	Pionier- en laaggelegen kwelders	A2.54 & A2.55	1310 & 1320	30-40 (#)	20-30 (#)
Kustduinen (B)					
	Wandelende duinen ('witte duinen')	B1.3	2110 & 2120	10-20 (#)	10-20 (#)
	Vastgelegde kustduinen met kruidvegetatie ('grijze duinen')	B1.4 ^a	2130	10-20 #	8-15 #
	Duinheide	B1.5	2150 & 2140	10-20 (#)	10-20 (#)
	Vochtige en natte duinvalleien	B1.8 ^b	2190	10-25 (#)	10-20 (#)
Binnenlandse wateren (C)					
	Zachtwater meren (en overige permanente oligotrofe wateren)	C1.1 ^c	3110 & 3130	5-10 ##	3-10 ##
	Open water in duinvalleien	C1.16	2190 (3140)	10-20 (#)	10-20 (#)
	Dystrofe natuurlijke poelen en meren	C1.4 ^d	3160		3-10 (#)
Hoogveen, Laagveen en Moeras (D)					
	Hoogvenen	D1 ^e	7110	5-10 ##	5-10 ##
	Valleivenen, basenarme venen en overgangsvenen	D2 ^f	7140	10-20 #	10-15 #
	Basenrijke venen	D4.1 ^g	7230	15-35 (#)	15-30 (#)
Graslanden (E)					
	Kalkgraslanden	E1.26	6210	15-25 ##	15-25 ##
	Soortenrijke heischrale graslanden	E1.7 ^b	6230	10-20 #	10-15 ##
	Stuifzandgraslanden	E1.94 & E1.95 ^b	2330	10-20 (#)	8-15 (#)
	Laaggelegen schrale hooilanden	E2.2	6510	20-30 (#)	20-30 (#)
	Vochtig en nat grasland met <i>Molinia</i> ("blauwgraslanden")	E3.51	6410	15-25 (#)	15-25 (#)
Heide, struikgewas en tundra (F)					
	Noordatlantische vochtige heide met <i>Erica tetralix</i>	F4.11 ^{e,h}	4010	10-25 (#)	10-20 (#)
	Droge Europese heide	F4.2 ^{e,h}	4030 & 2320	10-20 ##	10-20 ##
Bossen (G)					
	Beukenbossen	G1.6	9110 & 9120		10-20 (#)
	Zure bossen met dominantie van Eik	G1.8	9190 & 91A0		10-15 (#)
	Meso- en eutrofe bossen met Eik, Haagbeuk, Es & Esdoorn	G1.A	9160 & 9180		15-20 (#)
	Grove dennenbos	G3.B ⁱ		10-20 #	5-10 #
Algemeen KDW					
	Bladverliezende loofbossen (niet boreal)	G1 ^{j,k}		10-20 #	10-20 ##
	Naaldbossen (niet boreal)	G3 ^{j,k}		10-20 #	5-15 ##

Belangrijke wijzigingen

Vergeleken met de KDW'n voor N-depositie uit 2003 is een flink aantal waarden herzien en zijn ook voor meerdere ecosysteemtypen voor het eerst KDW'n opgesteld. De volgende veranderingen zijn het meest opvallend:

- voor verschillende ecosystemen uit het Middellandse zeegebied (altijdgroene eikenbossen, mediterrane graslanden) zijn voor het eerst KDW'n opgesteld;
- de KDW'n voor bossen zijn nu meer gedifferentieerd voor de Europese hoofdgroepen;
- voor meerdere hoog-montane en alpiene graslanden zijn nu ook KDW'n vastgelegd, gebaseerd op langjarige studies in nu nog schone gebieden;
- ook voor verschillende aquatische systemen (met name permanente voedselarme wateren) zijn nu (lage) KDW'n vastgesteld op basis van experimenten;
- verder zijn voor verschillende vegetatie-eenheden binnen met name duin- en grasland-ecosystemen de KDW'n in 2010 lager vastgesteld dan in de vorige revisieronde.

Een voor Nederland belangrijke herziening na de huidige revisieronde is bijvoorbeeld de verandering van de empirische KDW'n voor 'grijze duinen' (tabel 1). Dit betreft vastgelegde kustduinen met kruidvegetatie (EUNIS B1.4; habitattype 2130) met zowel zure, heischrale en kalkrijke droge duingraslanden. Gebaseerd op recent onderzoek in de duinen van Groot-Brittannië en rond de Baltische zee (o.a. Plassmann et al., 2009; Remke et al., 2009) is duidelijk geworden dat de KDW'n voor deze belangrijke systemen naar beneden moesten worden bijgesteld, en wel van 10-20 naar 8-15 $\text{kg N ha}^{-1}\text{jr}^{-1}$ (tabel 1). Tevens is daarbij duidelijk geworden dat de waarden voor de meest gevoelige droge duingraslanden, namelijk de zure en heischrale subtypen, de onderkant van de range de adequate waarde voor de KDW ($8\text{-}10\text{ kg N ha}^{-1}\text{jr}^{-1}$) is. Dit is des te meer van belang, omdat recent is gebleken dat de ammoniakconcentraties en daarmee ook N-depositie in de Nederlandse duinen jarenlang aanzienlijk te laag is inge-

schat (Kooijman et al., 2010). Dus, niet alleen de KDW'n in veel duingraslanden zijn lager dan tot nu toe gebruikt, maar ook de overschrijdingen ervan zijn in het veld flink hoger dan eerst gemodelleerd door de te lage N-depositiewaarden. Kortom, de situatie in deze duinen in Nederland is duidelijk ernstiger dan voorheen gedacht!

Slotopmerkingen

Binnen de internationale gemeenschap wordt nu onderkend dat empirische KDW'n voor natuurlijke en halfnatuurlijke natuurterreinen van groot belang zijn voor het identificeren van risico's op ecologische effecten in gevoelige gebieden, zodat daar in de toekomst met gericht beleid schade voorkomen kan worden of kan worden teruggedraaid (o.a. Bobbink et al., 2010). In combinatie met de SSMB KDW'n kan de onzekerheid worden verkleind wanneer regionale analyses worden uitgevoerd naar de omvang van effectrisico's door verhoogde stikstof toevoer. Immers, het is

Waargenomen verandering bij overschrijding van KDW

Toename van dominantie van grasachtigen

Toename van soorten van latere successiestadia, toename van de productie

Toename van biomassa, toename van N uitspoeling

Toename van hoog opgroeiende grasachtigen, afname van laaggroeiende kruiden,

toename van N-uitspoeling, bodemverzuring, verlies van typische (korst)mossen

Toename van de productie van de vegetatie, meer N-uitspoeling, versnelde successie

Toename van de biomassa van hoog opgroeiende grasachtigen

Verandering in soortensamenstelling van de waterplanten, toename van de productiviteit van algen,

verschuiving van de voedsellimitatie van phytoplankton van N gelimiteerd naar P gelimiteerd

Toename in biomassa en versnelde successie

Toename van de productiviteit van algen, verschuiving van voedsellimitatie van phytoplankton van N naar P

Toename van vaatplanten, veranderende groei en soortensamenstelling van mossen,

toename van N in veen en veenwater

Toename van zeggesoorten en vaatplanten, negatieve effecten op mossen

Toename van hoog opgroeiende grasachtigen, afname van mossen

Toename van hoog opgroeiende grassen, afname van diversiteit, versnelde mineralisatie, N-uitspoeling

Toename van grassen, afname van kensoorten, afname van de totale soortenrijkdom, bodemverzuring

Afname van (korst)mossen, toename in biomassa, versnelde successie

Toename van hoogopgroeiende grassen, afname van de diversiteit

Toename van hoog opgroeiende grasachtigen, afname van de diversiteit, afname van mossen

Overgang van heide- naar grasdominantie

Overgang van heide- naar grasdominantie, afname van korstmossen, verandering in chemie van

de vegetatie, toegenomen gevoeligheid voor stress en plagen

Veranderingen in de ondergroei en mycorrhiza's, nutriëntenonbalans, veranderingen in bodemfauna

Minder mycorrhiza's, verlies van epifytische korstmossen en mossen, veranderingen in de ondergroei

Verandering in de ondergroei

Verandering in de ondergroei en mycorrhiza's, toename van vrije algen

Verandering in bodemprocessen, nutriëntenonbalans, verandering van mycorrhiza en ondergroei

Verandering in bodemprocessen, nutriëntenonbalans, verandering van mycorrhiza en ondergroei

a) Gebruik voor zure duingraslanden de 8-10 kg N ha⁻¹jr⁻¹ range, en voor kalkrijke duingraslanden de 10-15 kg ha⁻¹jr⁻¹ range.

b) Gebruik het lage deel van de range bij een lage basenbeschikbaarheid en het hoge deel van de range bij een hoge basenbeschikbaarheid.

c) Deze kritische waarde mag alleen gebruikt worden voor oligotrofe wateren met een lage alkaliniteit en zonder duidelijke agrarische of andere menselijke invloed. Gebruik het lagere deel van het bereik voor boreale en alpine meren, en het hogere gedeelte van het bereik voor Atlantische (zeer) zwak gebufferde wateren.

d) Deze kritische waarde mag alleen gebruikt worden voor wateren met een lage alkaliniteit en zonder duidelijke agrarische of andere menselijke invloed. Gebruik het lagere deel van de range voor boreale en alpine dystrofe meren.

e) Gebruik het hogere deel van de range bij relatief hoge neerslag en het lage deel bij relatief weinig neerslag. Gebruik het lage deel van de range voor systemen met een lage waterstand en het hoge deel van de range voor systemen met een hoge waterstand. Let hierbij op dat de waterstand afhankelijk kan zijn van beheer.

f) Voor D2.1 (zwakzure trilvenen en overgangsvennen): gebruik het lage deel van de range (#).

g) Voor hooggelegen gebieden: gebruik het lage deel van de range.

h) Gebruik het hoge deel van de range wanneer plagen het reguliere beheer is; gebruik het lage deel van de range wanneer er minder intensieve beheervormen worden toegepast.

i) In 2003 gepresenteerd als algemene waarde voor boreale bossen.

j) In 2003 gepresenteerd als algemene waarde voor gematigde bossen.

k) Voor gebruik op een grote geografische schaal.

duidelijk geworden dat overschrijdingen van empirische KDW'n ook echt in de praktijk leiden tot een ernstige verlaging van de soortenrijkdom (fig. 3). Kortom, bescherming van de meest gevoelige natuur om degradatie door N-depositie te voorkomen is hard nodig! Empirische KDW'n zijn echter op dit moment nog niet beschikbaar voor alle habitattypen in de Nederlandse of Vlaamse Natura 2000-gebieden (tabel 1). Daarom zijn via ecologische modelberekeningen KDW'n voor alle habitattypen bepaald, waarbij de empirische KDW'n zo veel mogelijk als ijklat zijn gebruikt (van Dobben & van Hinsberg, 2008).

Het is overigens duidelijk dat er nog meerdere hiaten in kennis aanwezig zijn over de effecten van atmosferische N-depositie, met name op meer lokale schaal en op lange termijn (≥ 40 jaar). In UNECE-verband zijn daarom aanbevelingen gedaan de hiaten in kennis in de toekomst te verminderen met langjarig onderzoek met experimentele giften van N in ecosystemen in gebieden waar de toevoer van N uit de lucht nu echt laag is. Er is ook meer informatie noodzakelijk om het relatieve belang van gereduceerde N-verbindingen ten opzichte van geoxideerde N-verbindingen in de KDW aan te kunnen geven, aangezien veel ecosystemen gevoeliger zijn voor de gevolgen van gereduceerd N dan van geoxideerd N. Hoewel het opstellen van kritische N-depositiewaarden op dit moment nog niet voor alle ecosystemen met hoge zekerheid kan geschieden, is het wel waarschijnlijk dat het gebruik van KDW'n en het vaststellen van regio's met overschrijdingen, zal leiden tot een goed gefundeerd reductieplan voor atmosferische N-verontreiniging.

Literatuur

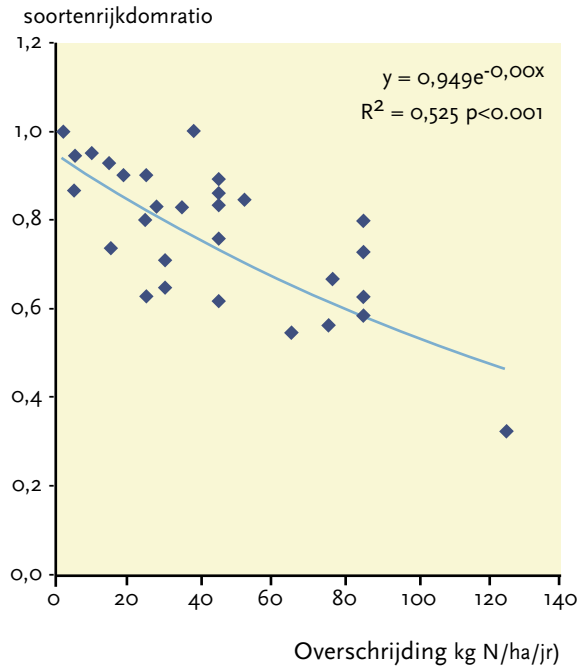
Barker, C.G., 2001. The impact of management on heathland response to increased nitrogen deposition. PhD Thesis, Imperial college, London.

Bobbink, R., 1991. Effects of nutrient enrichment in Dutch chalk grassland. *Journal of Applied Ecology* 28: 28-41.

Bobbink, R. & L.P.M. Lamers, 1999. Effecten van stikstofhoudende luchtverontreiniging op vegetaties; een overzicht. Rapport R13 Technische Commissie Bodembescherming, Den Haag.

Bobbink, R., M. Ashmore, S. Braun, W. Flückiger & I.J.J. Van den Wyngaert, 2003. Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update. In: B. Achermann & R. Bobbink (eds.) *Empirical critical loads for nitrogen*. Environmental Documentation No. 164 Air. Swiss Agency for Environment, Forest and Landscape SAEFL, Berne: 43-170.

Fig. 3. Overzicht van het verband tussen plantensoortenrijkdom en de overschrijding (in kg N ha⁻¹jr⁻¹) van de empirische KDW. De overschrijding is als volgt bepaald: de som van de experimentele gift plus van de achtergronddepositie min de KDW. Deze figuur is gebaseerd op de uitkomsten van N-additie-experimenten in Europa in verschillende typen graslanden (van droog tot nat en van zuur tot kalkrijk) en in subarctische en subalpiene (heide)vegetaties. Elk punt is de gemiddelde uitkomst van een experiment, waarbij de soortenrijkdom in de N-behandeling gedeeld is door die in de controleproefvlakken. Waarden kleiner dan 1 geven aan dat de soortenrijkdom bij die overschrijding lager is dan in de controle. Zo betekent 0,75 dat de soortenrijkdom met 25% is gedaald.



Bobbink, R., K. Hicks, J. Galloway, T. Spranger, R. Alkemade, M. Ashmore, M. Bustamante, S. Cinderby, E. Davidson, F. Dentener, B. Emmett, J.W. Erisman, M. Fenn, F. Gilliam, A. Nordin, L. Pardo & W. de Vries, 2010. Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecological Applications* 20: 30-59.

Bobbink, R. & J.-P. Hettelingh (eds), in druk. Review and revision of empirical critical loads and dose response relationships. Rapport van de gelijknamige internationale workshop, Noordwijkerhout 23-25 Juni 2010, PBL-CCE/B-WARE rapport, Bilthoven.

Dobben, H.F van & A. van Hinsberg, 2008. Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en Natura2000-gebieden. *Alterra-rapport 169954*, Wageningen.

Galloway, J.N., A.R. Townsend, J.W. Erisman, M. Bekunda, Z. Cai, J.R. Freney, L.A. Martinelli, S.P. Seitzinger & M.A. Sutton, 2008. Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions and potential solutions. *Science* 320: 889-892.

Hettelingh J.-P., M. Posch, J. Slootweg, G.J. Reinds, T. Spranger & L. Tarrason, 2007. Critical loads and dynamic modelling to assess European areas at risk of acidification and eutrophication. *Water, Air and Soil Pollution: Focus* 7:379-384.

Hettelingh, J.-P., M. Posch & J. Slootweg (eds.), 2008. Critical load, dynamic modelling and impact assessment in Europe. *CCE Status report 2008*, www.rivm.nl/cce, Bilthoven.

Kooijman, A., A. van Hinsberg, E. Noordijk, M. van Til & C. Cusell, 2010. Stikstofdepositie in kalkrijke en kalkarme duinen: gaat het wel goed zo? *De Levende Natuur* 111(4): 166-170.

Kros, J., B.J. de Haan, R. Bobbink, J.A. van Jaarsveld, J.G.M. Roelofs & W. de Vries, 2008. Effecten van ammoniak op de Nederlands natuur. *Achtergrondrapport. Alterra-rapport 1698*, Wageningen.

Plassmann, K., G. Edward-Jones & M.L.M. Jones, 2009. The effects of low levels of nitrogen deposition and grazing on dune grassland. *Science of the total environment* 407: 1391-1404.

Remke, E., E. Brouwer, A. Kooijman, I. Blindow & J.G.M. Roelofs, 2009. Low atmospheric nitrogen loads lead to grass encroachment in coastal dunes, but only on acid soils. *Ecosystems* 12: 1173-1188.

Schoepp, W., M. Posch, S. Mylona & M. Johansson, 2003. Long-term development of acid deposition (1880-2030) in sensitive freshwater regions in Europe. *Hydrology and Earth System Sciences* 7: 436-446.

Summary

Revision and update of empirical N critical loads for Europe

The increased emissions of ammonia (NH₃) and nitrogen oxides (NO_x) have not sufficiently been reduced in the last decades to avoid adverse effects on terrestrial ecosystems. Because of short- and long-range transport of these compounds, atmospheric nitrogen (N) deposition is too high in many (semi-) natural ecosystems in Europe. The series of events which occurs when N inputs are excessive in an area with originally low background deposition rates is highly complex. Many ecological processes interact and operate at different temporal and spatial scales. The most obvious effects of increased N inputs are eutrophication, soil or water acidification, nega-

tive impacts of reduced N, and/or increased sensitivities for stress and pests. Therefore, significant changes in vegetation composition and diversity, and in nitrogen economy may occur. UNECE procedures have been developed to set empirical critical loads for atmospheric N deposition since the late 1980s. Primarily based on significant changes in the structure and function of ecosystems in N-addition studies, these N critical loads have been established for European natural and semi-natural ecosystems. A workshop on the review and revision of critical loads and dose response relationships was held from 23-25 June 2010 in Noordwijkerhout (The Netherlands). In this paper the approach and the outcome of the 2010-review and revision have been described. At the end of the meeting, the workshop agreed on the revised list of empirical N critical loads for European natural and semi-natural ecosystems. In this paper the updated empirical N critical loads for (semi-) natural vegetation occurring in the Netherlands and Flanders is given, together with the changes compared to the previous update in 2002. In addition, some remarkable changes for important ecosystems have been discussed.

A synthesis of results of European N addition experiments in dry and wet grasslands, wetlands, (sub)Arctic and alpine vegetation showed a clear negative-exponential relationship between exceedance of empirical N critical loads and plant species richness. Hence, although there are limitations and uncertainties in the methods used to derive empirical critical loads, exceedance of these values is clearly linked to reduced plant species richness in a broad range of European ecosystems. In conclusion, the empirical critical N-loads approach is a sound approach to quantify the sensitivity of European ecosystems to the biodiversity impacts of N deposition, and is, thus, an useful tool to identify areas where control of N emissions are (highly) needed, such as in the Netherlands and Flanders.

Dr. R. Bobbink, Dr. H.B.M. Tomassen & M.J. Weijters MSc
Onderzoekcentrum B-Ware, Radboud Universiteit
Postbus 6558, 6503 GB Nijmegen
r.bobbink@b-ware.eu; h.tomassen@b-ware.eu
& m.weijters@b-ware.eu.

Dr. J.-P. Hettelingh
Coordination Centre for Effects (CCE) gevestigd aan het PBL tot 31-12-2010
en aan het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu vanaf 1 januari 2011
Postbus 303, 3720 AH Bilthoven
jean-paul.hettelingh@pbl.nl
www.rivm.nl/cce