

# Verzuring in Nederland

Verzuring is de verzamelnaam voor de processen en effecten in de natuur als gevolg van blootstelling en depositie van verzurende stoffen. De effecten in de natuur zijn het gevolg van directe effecten, als gevolg van blootstelling aan toxische concentraties van  $O_3$ ,  $SO_2$ ,  $NO_2$  en  $NH_3$  en indirecte effecten als gevolg van de processen die via de bodem verlopen. Dit betreft o.a. een daling van de pH in de bodem (bodemverzuring), een toename van de concentraties van  $Al$  en  $NO_3^-$  naar het grondwater en het ontstaan van een onbalans in de voedingstoestand van vegetaties als gevolg van stikstofdepositie (eutrofiëring). In deze bijdrage zullen met name de indirecte effecten aan de orde komen. Over het algemeen, met uitzondering van vegetaties dicht bij bronnen, zijn dit de belangrijkste effecten in Nederland<sup>6,7</sup>. Ter voorkoming van indirecte effecten zijn zogenaamde kritische depositiewaarden afgeleid. De definitie van een kritische belasting luidt als volgt: een kritische depositiewaarde is een kwantitatieve schatting van de blootstelling (depositie) van één of meer verontreinigingen waar beneden, naar de huidige wetenschappelijke inzichten, geen schadelijke effecten van betekenis optreden op gespecificeerde gevoelige onderdelen van het milieu. Wanneer de belasting dus hoger is dan de kritische waarde is het risico op effecten groter naarmate de overschrijding en/of de duur toeneemt. Depositiedoelstellingen van de overheid zijn gebaseerd op deze kritische waarden. In dit artikel wordt ingegaan op hoe de emissie van verzurende componenten via transport, omzetting en depositie leidt tot effecten. Daarbij zal speciaal aandacht worden geschonken aan kritische belastingen in relatie tot effecten en de mate waarin die momenteel worden overschreden.

Jan Willem Erisman en Wim de Vries

## Verspreiding en atmosferische chemie

In 1993 kwam 57% van de totale potentiële zuurdepositie in Nederland uit Nederland zelf. De grootste bijdrage van de emissies uit Nederland

aan de depositie in Nederland komt van de landbouw (61%). Daarnaast levert het verkeer een forse bijdrage (16%), terwijl de industrie en de raffinaderijen een ongeveer even grote bijdrage leveren (~8%). Het Nederlandse aandeel bedroeg in dat jaar voor  $SO_x$  32%, voor  $NO_y$  40% en voor  $NH_x$  86%. Deze verschillen hangen samen met het verschillend gedrag van  $SO_x$ ,  $NO_y$  en  $NH_x$  in de atmosfeer. Zo wordt  $SO_2$  voornamelijk door hoge bronnen (100-200 m) in de atmosfeer gebracht en kan over grote afstanden worden getransporteerd. Het duurt relatief lang voordat de geëmitteerde  $SO_2$ , sterk verdund, het aardoppervlak bereikt. De bijdrage van Nederlandse bronnen aan de depositie van  $SO_x$  in Nederland is daardoor laag.  $NO_x$  wordt gedeeltelijk door lage bronnen geëmitteerd (verkeer). Echter door de lage depositiesnelheid en de relatief lange tijd voordat de gassen omgezet zijn in snel deponerende zuren, wordt  $NO_x$  over lange afstanden getransporteerd. De verblijftijd van  $NH_3$  in de atmosfeer is relatief klein doordat de emissiehoogte gering is en de droge depositiesnel-

heid van  $NH_3$  relatief hoog is. De transportafstand van  $NH_3$  bedraagt hierdoor minder dan 100 km. De horizontale en verticale concentratiegradiënten zijn groot, waardoor concentraties en deposities sterk kunnen variëren over korte afstand. Eén en ander betekent dat een groot deel van de depositie van  $NH_3$  in Nederland afkomstig is van Nederlandse emissies. Eenmaal omgezet in  $NH_4^+$  dat een veel lagere depositiesnelheid heeft, kunnen de transportafstanden veel groter zijn (>1000 km).

## Indirecte effecten van verzuring

De indirecte effecten van verzuring zijn het gevolg van de belasting van de bodem met verzurende en eutrofiërende (stikstofverrijkende) stoffen. Door verzadiging van de bodem met stikstofverbindingen, in samenspel met bodemverzuring, ontstaan relatieve en absolute tekorten aan voedingsstoffen zoals calcium, magnesium en kalium. De bodemverzuring veroorzaakt o.a. uitspoeling van calcium, magnesium en kalium en het vrijkomen van aluminium, terwijl de verrijking van de bodem met stikstofverbindingen zorgt voor een overmaat aan stikstof. Dit leidt tot een verhoogd risico op schade als gevolg van ziekten, plagen, stormen, vorst en droogte. Naar schatting was in 1990 15% van de bosbodems verzadigd met stikstofverbindingen. Uit recent onderzoek blijkt dat in 1996 25% van het Nederlandse bos weinig of niet vitaal was. De vitaliteit is de afgelopen 10 jaar significant afgenomen bij Douglas en fijnspar. Er wordt geconcludeerd dat er onverminderd risico blijft voor een verdere afname van de vitaliteit door de hoge stikstofbelasting. Dit wordt bevestigd door een duidelijk achterblijven van de vitaliteit in Noord-Brabant. In deze provincie met hoge stikstofbelasting door hoge ammoniakdepositie is het bos het minst vitaal<sup>8</sup>.

In een groot deel van de Nederlandse zandgronden komt onder bos bij zure depositie aluminium vrij dat in deze gronden als belangrijkste buffer fungeert. Dit aluminium kan schade aan de wortels veroorzaken. Ook levert aluminium- (en nitraat-) uitspoeling een risico op voor de kwaliteit van het grondwater. Bijvoorbeeld het aluminiumgehalte in het ondiepe grondwater overschrijdt in 90% van de onderzochte boslokaties de drinkwaternorm, voor nitraat is dit 30%. Wanneer bij hoge zuurbelasting uiteindelijk de hele buffer aluminiumvoorraad in de bodem zal zijn uitgeput, zal de pH sterk dalen. Dit is een

### Over de auteurs



#### Dr. ing. J.W. Erisman

is werkeenhidsleider van de werkeenhid Luchtkwaliteit bij de Unit Brandstoffen, Conversie en Milieu (BCM) van het Energieonderzoek Centrum Nederland (ECN) te Petten.



#### Dr. ir. W. de Vries

is hoofd van de sectie "Bodem- en Natuurbescherming" van het DLO-Staringcentrum, Instituut voor onderzoek van het landelijk gebied (SC-DLO) en verricht met name onderzoek naar de effecten van veranderingen in diffuse bodembelasting en in bodemgebruik op de bodemkwaliteit.

vrijwel onomkeerbaar proces tenzij de zuurbelasting zeer sterk daalt.

Naast een verminderde bosvitaliteit zijn er duidelijke andere effecten van verzurende depositie waarneembaar:

- toename van het stikstofgehalte in bladeren van bomen en de daarmee gepaard gaande verhoging van de gevoeligheid voor andere stressfactoren zoals droogte, vorst, etc.;
- ondiep wortelen van nieuwe aanwas en veranderende ondergroei in bossen;
- sterke verschuiving naar stikstofminnende vegetatietypen (vergrassing van heide, toename bramen en brandnetels) en hieraan gekoppeld het verdwijnen van zeldzame plantensoorten;
- achteruitgang van slakken en daaraan gekoppeld de vermindering van het aantal succesvolle broedsels van kleine holenbroeders;
- schade aan landbouwgewassen.

Historische gebouwen en monumenten, meestal opgetrokken uit natuursteen, zoals marmer, kalksteen of kalkzandsteen, worden door zure regen in zeer ernstige mate aangetast. Ook andere materialen en boeken in bibliotheken kunnen worden aangetast door de verzurende werking van gassen en deeltjes in de atmosfeer.

Tenslotte ondervindt ook mens en dier hinder van luchtverontreiniging die ten grondslag ligt aan verzurende depositie.

### Kritische belastingen

Gebaseerd op de kennis over relevante effecten zijn zogenaamde kritische depositiewaarden afgeleid. Deze staan vermeld in tabel 1. Deze depositieniveaus zijn afgeleid van kritische concentratieniveaus voor bijvoorbeeld N gehalten in het blad (1.8%), molaire Al/(Ca+Mg+K) verhouding in het bodemwater (0.8 voor naaldbos en 1.7 voor loofbos), NO<sub>3</sub><sup>-</sup> gehalten in het grondwater (50 mg l<sup>-1</sup>), etc. Daarbij is gebruik gemaakt van eenvoudige modellen<sup>5</sup>. De kritische belastingen voor vegetatieveranderingen komen eveneens uit veldonderzoek. Dit zijn dus niet alleen modeluitkomsten maar eveneens empirische waarden<sup>1</sup>. Een overzicht van de ruimtelijke verdeling van het kritische zuurdepositieniveau van bossen, gebaseerd op de genoemde kritische molaire Al/(Ca+Mg+K) verhoudingen, is gegeven in figuur 2. Hieruit blijkt dat de kritische zuurbelasting beduidend lager is voor de zandgronden in Centraal en Zuid Nederland dan voor de klei- en veen-

Tabel 1: Kritische depositiewaarden mol ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup>.

effecten	naaldbos	loofbos	droge heide	natte heide
<b>totaal zuur</b>				
uitputting Al-buffer	1650	1800		
schade aan wortels, remming opname	1900	2450		
<b>stikstof</b>				
vegetatieverandering	650-1400	700-1400	1100-1400	1200-1600
toename stressgevoeligheid	1500-3000			
nutriëntenonbalans	1500-2000			
nitraatuitspoeling	2150	3000		

gronden in West Nederland. Aangezien de meeste bossen voorkomen op zandgronden is het gemiddelde kritische depositieniveau voor bossen hierop gebaseerd (vergelijk tabel 1 en figuur 2).

De huidige atmosferische depositie (3900 mol ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup> in 1994, zie eerder) overschrijdt de waarden uit tabel 1 duidelijk. Hoewel de onzekerheid in de afgeleide kritische depositieniveaus, als gevolg van de gebruikte modelveronderstellingen en de onzekerheid in invoergegevens tot ca. 50% kan oplopen, blijken de genoemde effecten, gerelateerd aan overschrijding van die kritische waarden als gevolg van de huidige atmosferische belasting, in het veld ook daadwerkelijk op te treden.

De effecten van S- en N- depositie op de bodem en het grondwater zijn

het meest uitgesproken. Veldonderzoek heeft aangetoond dat SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> inert is in Nederlandse bosbodems, terwijl N voornamelijk wordt vastgelegd. Ondanks de hoge N depositie wordt de bodemverzuring voornamelijk veroorzaakt door S depositie (75%). SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en Al<sup>3+</sup> concentraties nemen toe in de volgende volgorde: loofbos < dennenbos < sparrenbos. De kritische Al concentratie (0.2 mol<sub>c</sub> m<sup>-3</sup>) en Al/Ca verhoudingen (1.0 mol mol<sup>-1</sup>) voor effecten op wortels worden voornamelijk (voor 60 - 80%) overschreden onder de 20 cm bodemdikte<sup>4</sup>. Al en NO<sub>3</sub><sup>-</sup> concentraties in het grondwater overschrijden de EU drinkwaternormen in 80% van de bossen voor Al en 20% voor NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. De huidige atmosferische depositie heeft ook geleid tot een afname van het gehalte van direct beschikbare secundaire Al componenten die de voornaamste buffer vormen

Tabel 2: Emissies per doelgroep in 1980 en 1993, en zoals afgesproken voor 2000 en 2010.

Component en doelgroep	1980	1993	2000	2010
<b>SO<sub>2</sub></b>				
Verkeer	38	31	15	17
Raffinaderijen	129	60	36	33
Elektriciteitscentrales	194	23	16	15
Industrie	104	37	23	27
Landbouw	5	1	0	0
Handel, diensten, overheid en consumenten	19	13	2	2
Totaal	489	165	92	94
<b>NO<sub>x</sub></b>				
Verkeer	344	337	228	228
Raffinaderijen	17	21	12	10
Elektriciteitscentrales	83	61	31	17
Industrie	85	79	48	43
Landbouw	8	11	12	6
Handel, diensten, overheid en consumenten	47	36	48	26
Totaal	584	545	379	330
<b>NH<sub>3</sub></b>				
Landbouw	234	190	72	56
Industrie	9	5	3	3
Huishoudens	9	11	11	11
Totaal	252	207	86	70

tegen de zuurinvoer. Dit veroorzaakt een verlaging van de pH wat kan leiden tot een achteruitgang in de vitaliteit van bossen<sup>9</sup>.

Het relatief kleine aandeel van stikstof t.o.v. zwavel aan de bodemverzuring wil niet zeggen dat zwavel ook een grotere invloed op de vitaliteit van de Nederlandse bossen heeft aangezien de relatie tussen de afname van de vitaliteit van bossen en bodemverzuring niet is aangetoond. Op dit moment is het eutrofiërende effect van stikstof met de bodemverzuring veel belangrijker dan de bodemverzuring alleen<sup>7</sup>. Stikstofverrijking heeft invloed op de nutriëntenbalans. Uit een veldonderzoek in 150 bosopstanden blijkt dat in ca. 50% van de opstanden kritische stikstofgehalten van bladeren worden overschreden. Uit de chemische blad- en naaldanalyses blijkt tevens dat in 53% van de bossen Mg deficiënt is t.o.v. N, terwijl in 63% van de bossen P deficiënt is<sup>4</sup>. Stikstofverrijking leidt tot grotere bovengrondse groei wat een toename in de bovengrondse- en ondergrondse massa tot gevolg heeft met als gevolg dat het bos gevoeliger wordt voor droog-

te stress<sup>2</sup>. Tot slot leidt stikstofverrijking tot vegetatieveranderingen (verarming) naar stikstofminnende soorten<sup>1</sup>. Een zeer duidelijke relatie met de blad- en naaldbezetting, die de kenmerken zijn van de jaarlijkse vitaliteitsinventarisatie, is echter nog niet aangetoond.

### Normen en maatregelen

Zoals vermeld in het Bestrijdingsplan Verzuring, en aangehouden in het Nationaal Milieubeleidsplan NMP-2, bedraagt de landelijke depositiedoelstelling voor totaal potentieel zuur in het jaar 2000 2400 en in 2010 1400 mol H<sup>+</sup> ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup> op bos. Voor stikstof (NO<sub>y</sub> + NH<sub>x</sub>) is dit respectievelijk 1600 en 1000 mol H<sup>+</sup> ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup>. Deze waarden zijn in Figuur 1 weergegeven. Voor NH<sub>3</sub> wordt in de notitie "Derde Fase Mest- en Ammoniakbeleid" een toetsingswaarde van 1000 in 2000 en 600 mol H<sup>+</sup> ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup> in 2010 genoemd. Ook deze waarden staan in figuur 1. De tussendoelstellingen voor zuur in 1994 (4000 mol H<sup>+</sup> ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup>) zijn landelijk gemiddeld gehaald, ook al zijn er nog grote gebieden in Nederland, vooral in het midden en zuiden, waar de doel-

stellingen nog worden overschreden.

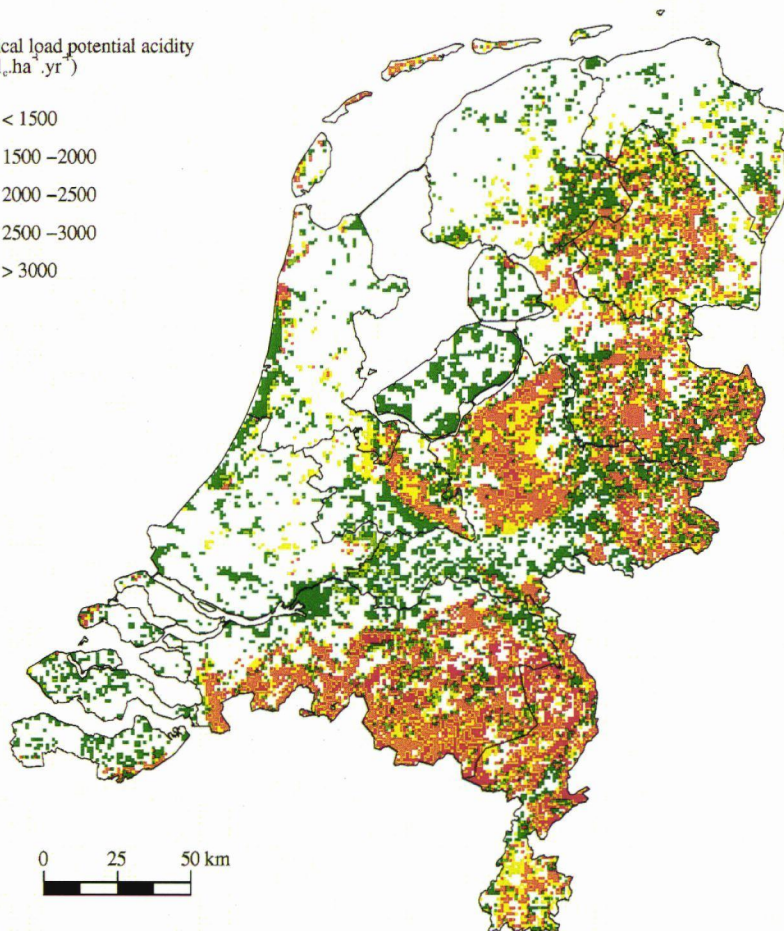
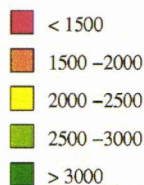
De doelstellingen zijn vertaald in emissiereducties voor de verschillende sectoren. In het NMP-2 worden emissiereducties voorgesteld zoals gegeven in tabel 2.

Waaruit blijkt dat met name tussen 1993 en 2000 een sterke daling in de SO<sub>2</sub> en NH<sub>3</sub> is voorgenomen. Uit de emissies in 1980 per doelgroep, blijkt dat tussen 1980 en 1993 reeds een zeer sterke daling in de zwavel emissie is opgetreden.

### Literatuur

1. **Bobbink, R., Hornung, M., Roelofs, J.G.M. (1995)** The effects of air-borne pollutants on vegetation - critical loads. WHO-Europe 1995. Updating and revision of the air quality guidelines for Europe. Copenhagen, Denmark.
2. **De Visser, P.H.B., 1994.** Growth and nutrition of Douglas fir, Scots pine and pedunculate oak in relation to soil acidification. Wageningen, Agricultural University, Ph.D. Thesis, 185 pp.
3. **De Vries, W., J.J.M. Van Grinsven, N. Van Breemen, E.E.J.M. Leeters and P.C. Jansen, 1995.** Impacts of acid atmospheric deposition on concentrations and fluxes of solutes in Dutch forest soils. *Geoderma* 67: 17-43.
4. **De Vries, W., E.E.J.M. Leeters, C.M.A. Hendriks, H.F. van Dobben, J. van den Burg and L.J.M. Boumans, 1995.** Large scale impacts of acid deposition on forests and forest soils in the Netherlands. In G.J. Heij and J.W. Erisman (Eds.): *Studies in Environmental Science* 64. Elsevier Science Publishers: 261-277
5. **De Vries, W., 1996.** Critical loads for acidity and nitrogen for Dutch forests on a 1 km x 1 km grid. Wageningen, the Netherlands, DLO Winand Staring Centre for Integrated Land, Soil and Water Research, report 113, 44 pp.
6. **Heij, G.J. and T. Schneider (1991),** Acidification research in The Netherlands, *Studies in Environmental Science*, 46, Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.
7. **Heij, G.J. en Erisman, J.W. (eds.) (1997)** Acid atmospheric deposition and its effects on terrestrial ecosystems in the Netherlands: the third and final phase (1991 - 1995). *Studies in Environmental Sciences* 69, Elsevier, Amsterdam.
8. **Hilgen, P. (Ed.) (1995)** De vitaliteit van het Nederlandse bos 12. Verslag van de landelijke inventarisatie 1995. Utrecht, Informatie en Kennis Centrum -Natuur Rapport 3.
9. **Houdijk, A.L.F.M., 1993.** De invloed van verhoogde aluminium-calcium verhoudingen in aanwezigheid van humuszuur en van de uitputting van de aluminium voorraad in de bodem op de vitaliteit van de Corsicaanse den. Katholieke Universiteit Nijmegen, 51 pp.

Critical load potential acidity  
(mol<sub>e</sub> ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>)



Figuur 2. Ruimtelijke verdeling van het kritische zuurdepositieniveau van bossen gebaseerd op kritische molaire Al/(Ca+Mg+K) verhoudingen in het bodemwater.