

# De invloed van natuurlijke zuurbronnen, afvoer van biomassa en zure regen op de verzuring van Nederlandse bosgronden

*Acidification of Dutch forest soils as influenced by natural soil processes, extraction of biomass and acid rain*

W. de Vries en A. Breeuwsma

114.58 : 425.2 : 114.25

Stichting voor Bodemkartering, Wageningen

## Samenvatting

De huidige bodemverzuring wordt behalve door natuurlijke bodemverzuringprocessen beïnvloed door de mens via het bodemgebruik en de zure regen. In het algemeen verkrijgt men uit de literatuur geen duidelijk inzicht omtrent de vraag hoe de verschillende natuurlijke en antropogene zuurbronnen van elkaar kunnen worden onderscheiden en gekwantificeerd. Veelal gaan de publikaties slechts in op individuele zuurproducerende processen, terwijl een totaaloverzicht ontbreekt.

Dit artikel beschrijft op welke wijze bodemverzuring samenhangt met de kringlopen van voedingselementen in een ecosysteem. De koolstofkringloop is van overwegend belang bij natuurlijke bodemverzuring. De stikstof- en de zwavelkringloop zijn van betekenis bij de zuurproductie die een gevolg is van ingrepen door de mens, met name door verwijdering van vegetatie en zure regen. De verschillende zuurbronnen hebben we gekwantificeerd met eigen onderzoeksgegevens en literatuurgegevens. Hieruit is gebleken dat in bossen op kalkrijke gronden de natuurlijke bodemverzuring het belangrijkste proces is, terwijl zure regen het belangrijkste is op kalkloze gronden. Dit laatste is van belang, omdat de meeste Nederlandse bosgronden kalkloos zijn. De invloed van het beheer is meestal gering. Kort nadat bomen gekapt zijn, kan de zuurproductie wel tijdelijk zeer hoog zijn, doordat de mineralisatie dan niet door ionenopname gecompenseerd wordt.

## 1 Inleiding

Naar aanleiding van de ernstige schade aan Duitse bossen (Waldsterben) is de gezondheidstoestand van de Nederlandse bossen de laatste tijd sterk in de belangstelling komen te staan. In verband hiermee heeft Staatsbosbedrijf het afgelopen jaar een zogenaamd vitaliteitsonderzoek uitgevoerd. Den Boer & Bastiaens (1984) noemen de resultaten hiervan zorgwekkend. Om de vitaliteit te meten zijn de volgende maatstaven gekozen: de ouderdom van de oudste naalden, de

## Summary

*The acidification of forest soils results from natural soil forming processes and anthropogenic activities and sources i.c. forestry and acid deposition. An overall picture of the hydrogen ion cycle in a forest ecosystem is generally lacking in literature. Most reviews only give detailed information on isolated H<sup>+</sup> producing processes such as dissociation of CO<sub>2</sub> or nitrification. In this paper, we indicate ways of identifying and quantifying the different proton sources in soil by discussing the relation between soil acidification and element cycling. It is shown that natural soil acidification can be mainly related to an uncoupling of the carbon cycle while anthropogenic soil acidification is mainly due to an uncoupling of the nitrogen and sulfur cycle.*

*We have quantified the different proton sources using own data and literature data. Natural soil acidification appears to dominate in calcareous forest soils and acid rain in non-calcareous forest soils. The significance of acid rain is highly relevant because most forest soils in The Netherlands are non-calcareous. The influence of forest management (removal of trees) on soil acidification is generally small. The acid production caused by clearing trees can be high as long as mineralization is not compensated by ion uptake. However, this effect is only temporary as the regrowth of forest is generally fast. Consequently it is of minor importance compared to the permanent effect of cation removal from the soil.*

naaldbezetting, de doorzichtigheid van de kroon, de kleur van de naaldmassa, en de verkleuring van de naalden. Over het algemeen brengt men de (volgens deze maatstaven gemeten) geringe vitaliteit in verband met de zure regen (luchtverontreiniging). Van den Burg (1982) en Mellanby (1983) zien klimaatfactoren echter eveneens als een belangrijke oorzaak van de geringe vitaliteit.

In hoeverre de effecten op de bodem veroorzaakt worden door een directe inwerking aan het bladoppervlakte

vlak (rookgasschade, uitloging van voedingselementen) of door een indirecte werking via de verzuring van de bodem, is nog niet duidelijk. Waarschijnlijk zijn beide mechanismen van invloed. Volgens Duitse onderzoekers (Ulrich et al., 1979; Ulrich & Matzner, 1983) is de bodemverzuring in hoofdzaak verantwoordelijk voor de bodemtoestand, omdat bij lage pH aluminiumvergiftiging kan optreden.

Er bestaat in de literatuur verschil van mening over de oorzaak van de huidige bodemverzuring. In het algemeen wordt de bodemverzuring met zure regen in verband gebracht, maar sommige onderzoekers schrijven haar voornamelijk toe aan de natuurlijke bodemverzuringprocessen en (veranderingen in) het bodemgebruik (interne verzuring) (Rosenquist et al., 1980; Krug & Frink, 1983). Deze meningsverschillen worden echter hoofdzakelijk veroorzaakt, doordat de desbetreffende auteurs niet duidelijk aangeven op welke wijze de verschillende zuurbronnen van elkaar kunnen worden onderscheiden en gekwantificeerd. In drie publikaties geven Van Breemen et al. (1984a, b en c) aan hoe de door zure regen veroorzaakte verzuring kan worden onderscheiden van de zogenaamde interne verzuring. Uit hun onderzoek komt naar voren, dat zure regen vaak de belangrijkste oorzaak is van de verzuring van kalkloze bosgronden. In dit artikel beschrijven we hoe de interne verzuring kan worden onderscheiden in natuurlijke verzuring en verzuring die veroorzaakt wordt door het bodemgebruik. De laatste is van belang voor het bosbeheer. De verschillende zuurbronnen hebben we gekwantificeerd op basis van eigen onderzoeksresultaten en (geïnterpreteerde) literatuurgegevens.

## 2 De begrippen zure regen en bodemverzuring

Bij het begrip zure regen denkt men vaak uitsluitend aan een daling van de pH van regenwater (Rosenquist et al., 1980; Krug & Frink, 1983). De werkelijke zuurbelasting is echter hoger dan men op grond van de pH-daling in regenwater zou verwachten. De  $H^+$ -ionen in de neerslag (natte depositie) zijn vaak in sterke mate gebonden aan ammoniak. Het gevormde ammonium is een potentieel zuur, dat wil zeggen dat het na reactie in de bodem (nitrificatie) tot zuurproductie leidt. Daarnaast komt een groot deel van de zuurtoevoer uit de

atmosfeer zonder tussenkomst van neerslag op het aardoppervlak terecht (droge depositie). Dit betreft voornamelijk de potentieel zure gassen  $SO_2$  (zwaveldioxyde),  $NO_x$  (stikstofoxyden) en  $NH_3$  (ammoniak), die in hoofdzaak afkomstig zijn van respectievelijk de industrie, het verkeer en de landbouw.

Het begrip zure regen wordt daarom tegenwoordig veel ruimer gedefinieerd, namelijk als de depositie van potentieel zure stoffen op het aardoppervlak in zowel natte als droge vorm. In de praktijk komt slechts een deel van de potentiële zuurdepositie in de vorm van regen op de bodem terecht. Dit kan als volgt worden geïllustreerd. De gemiddelde pH van de neerslag is in Nederland circa 4,3. Uitgaande van een gemiddelde jaarlijkse neerslag van 750 mm komt dit neer op een  $H^+$ -toevoer van ongeveer  $0,4 \text{ kmol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ . Van Aalst (1984) schat echter de gemiddelde potentiële zuurdepositie in Nederland op  $6,0 \text{ kmol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ . In bossen kan de depositie zelfs oplopen tot  $7,5 \text{ kmol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ , omdat de boomkronen als een filter voor de droge depositie fungeren (Van Breemen et al., 1982). Dit is equivalent aan een jaarlijkse neerslag van 750 mm met een pH van 3,0. Hierdoor kunnen de reeds sterk zure bosgronden in Nederland nog verder in pH dalen.

Het begrip bodemverzuring wordt in de literatuur eveneens vaak beperkt tot de pH-daling in de bodemoplossing. Het bezwaar hiervan is, dat de invloed van zuurproductie op de vaste fase (minerale grond, organische stof) er niet in tot uitdrukking komt. De vaste fase van de bodem is in staat de zuurproductie in sterke mate te neutraliseren door middel van vertering en door uitwisseling van  $H^+$ -ionen aan klei en humus tegen kationen. Hierdoor daalt echter de buffercapaciteit of zuurneutralisatiecapaciteit (ZNC) van de bodem. Het is daarom beter bodemverzuring als volgt te definiëren: een afname van de buffercapaciteit van de vaste fase die op korte of lange termijn gevolgd wordt door een pH-daling in de bodemoplossing.

## 3 Natuurlijke bodemverzuring

In gebieden met een neerslagoverschot (zoals Nederland) is bodemverzuring een natuurlijk verschijnsel. Hiervoor worden verschillende processen verantwoordelijk gesteld, zoals dissociatie van  $CO_2$ , nitrificatie, en ophoping van organische stof (Ulrich, 1980; Bache,

Tabel 1 Belangrijkste zuurproducerende en -consumerende processen in de bodem.

zuurproductie ( $H^+$ -bron)	zuurconsumptie ( $H^+$ -put)
opname van kationen	opname van anionen
mineralisatie van anionen	mineralisatie van kationen
oxydatie-reacties	reductie-reacties
dissociatie van zwakke zuren	associatie van zwakke zuren
(carbonzuur, organische zuren)	(carbonzuur, organische zuren)

1980; Verstraten, 1982). De uiteindelijke oorzaak van natuurlijke bodemverzuring blijft veelal echter onduidelijk.

Algemeen geldt dat de bodem verzuurt, wanneer de elementenkringloop in een ecosysteem niet gesloten is. Dan heffen de verschillende processen die tot zuurproductie of -consumptie leiden, elkaar niet meer op. In tabel 1 zijn de belangrijkste processen gegeven (naar Van Breemen et al., 1984a). De elementenkringloop wordt grotendeels bepaald door ionenopname enerzijds en mineralisatie anderzijds. Beide processen leiden tot zuurproductie of zuurconsumptie, afhankelijk van het element. Als de plant kationen of anionen opneemt leidt dat tot respectievelijk  $H^+$ -productie en  $H^+$ -consumptie. De plant scheidt namelijk bij ionenopname  $H^+$ -ionen of  $OH^-$ -ionen ( $HCO_3^-$ -ionen) uit om de elektroneutraliteit van het planteweefsel en de bodemoplossing te handhaven (De Wit et al., 1963). Omgekeerd zal de plant bij mineralisatie van organische stof, waarbij kationen en anionen vrijkomen, zuur consumeren c.q. produceren.

Oxydatie- en reductie-reacties kunnen in de bodem eveneens fungeren als respectievelijk zuurbron en zuurput. Oxydatie-reacties zijn met name van belang binnen de stikstof- en zwavelkringloop, en wel bij de mineralisatie van organische stikstof en zwavel tot nitraat en sulfaat. Reductie-reacties zijn kwantitatief slechts belangrijk bij ondiepe grondwaterstanden. In een natuurlijk ecosysteem geven bovenstaande processen echter in het algemeen geen aanleiding tot bodemverzuring, omdat de mineralisatie en opname van kationen en anionen met elkaar in evenwicht zijn (uitgezonderd tijdens de "aanloopfase" van de vegetatie). Verder leiden oxydatie- en reductiereacties alleen dan tot een netto zuurproductie, wanneer beide processen elkaar voortdurend afwisselen, zoals bijvoorbeeld in periodiek met water verzadigde gronden. De afwisseling oxydatie en reductie van ijzer (ferrolyse) of zwavel (pyrietverzuring) kan in dit geval tot (extreme) verzuring leiden (Brinkman, 1970; Van Breemen, 1975). Dit komt in Nederlandse bosgronden echter weinig voor. In een natuurlijk ecosysteem zal de bodem toch verzuuren, omdat de koolstofkringloop van nature niet gesloten is. In tegenstelling tot de meeste andere elementen wordt koolstof niet opgenomen uit de bodem, maar uit de atmosfeer (in de vorm van  $CO_2$ ).  $CO_2$  wordt tijdens de fotosynthese in het planteweefsel vastgelegd en vervolgens komt het bij de wortelademhaling en de mineralisatie van organische stof weer vrij. Een deel van het  $CO_2$ -gas diffundeert naar de atmosfeer, maar een ander deel dissocieert bij voldoende hoge pH in water volgens:



Met vergelijking (1) kan worden berekend dat de zuurproductie, bij het heersende  $CO_2$ -gehalte in de bo-

dem beneden een pH van 4,5 à 5,0 verwaarloosbaar is (De Vries & Breeuwsma, 1984). Dissociatie van  $CO_2$  is daarentegen op kalkrijke gronden met een hoge pH een zeer belangrijk zuurproducerend proces. De  $H^+$ -ionen worden in deze gronden geneutraliseerd, doordat kalk (calciumcarbonaat) oplost. Ontkalking is een vorm van bodemverzuring, omdat de buffercapaciteit van de bodem (vaste fase) als gevolg hiervan afneemt. De pH blijft overigens hoog ( $> 6,5$ ), zolang er nog kalk in de bodem aanwezig is.

De zuurproductie ten gevolge van dissociatie van  $CO_2$  kan worden geschat op basis van de uitspoeling van bicarbonaat ( $HCO_3^-$ ). Gegevens van Stuyfzand (1984) over de afvoer van  $HCO_3^-$  uit de kalkrijke duinen bij Castricum komen overeen met een  $H^+$ -productie van 7,7-13,7 kmol  $ha^{-1} j^{-1}$ . Het is ook mogelijk om een theoretische schatting te maken. Uitgaande van  $CO_2$ -spanningen in de bodem variërend van 5 mbar (aërobe grond) tot 100 mbar (maximum in anaërobe grond) en een neerslagoverschot van 300 mm  $j^{-1}$  kan worden berekend, dat de  $H^+$ -productie varieert van circa 7,5 tot 20 kmol  $ha^{-1} j^{-1}$  (Breeuwsma & De Vries 1984).

De natuurlijke verzuring van kalkrijke gronden kan ook worden geschat uit de mate waarin de bodem in de loop der tijden is ontkalkt. Hiervan kan men een indruk krijgen door het kalkgehalte in de ondergrond en de bovengrond met elkaar te vergelijken. Bij deze methode moet bekend zijn gedurende hoeveel tijd de grond ontkalkt is. Dergelijke schattingen zijn onder andere gemaakt in de jonge kalkrijke Dollardpolders (Edelman & De Smet, 1951). De waarden komen overeen met een  $H^+$ -productie variërend van 8 tot 15 kmol  $ha^{-1} j^{-1}$ . Vergelijking met de eerder gegeven waarden toont een goede overeenstemming.

Eerder hebben we er reeds op gewezen dat door dissociatie van  $CO_2$  de pH in de bodemoplossing niet verder daalt dan 4,5 à 5,0. In de praktijk komen echter lagere waarden voor, met name op zandgronden. Dit komt, omdat slechts een deel van het verse organische materiaal volledig wordt afgebroken tot  $CO_2$ . De rest wordt onvolledig afgebroken, waarbij organische zuren gevormd worden die bij lagere pH-waarden nog protonen ( $H^+$ -ionen) kunnen afsplitsen. Organische zuren zijn dus tussenproducten bij de afbraak van organische stof tot  $CO_2$ . Op kalkrijke gronden en cultuurgronden leveren ze nauwelijks een bijdrage aan de verzuring, omdat de vorming veelal net zo snel is als de afbraak (Alexander, 1961). De strooisellaag is op deze gronden dun. Op natte gronden met een laag gehalte aan elementen die organische stof kunnen stabiliseren, en met een lage pH wordt de mineralisatie echter geremd en worden naar verhouding meer organische zuren gevormd. De strooisellaag is op dergelijke gronden ook dikker. De dissociatie van organische zuren

(verder aangegeven als RCOOH) kan als volgt worden weergegeven:



De  $\text{H}^+$ -productie wordt in de bodem voornamelijk geneutraliseerd door vertering van kationen die een complex vormen met organische anionen ( $\text{RCOO}^-$ ). Hoewel bij de vertering ook basen (Ca, Mg, Na, K) vrijkomen, komen bij lage pH-waarden vooral aluminium en ijzer vrij. In tegenstelling tot dat van de basen komt het transport van aluminium en ijzer veelal op geringe diepte tot stilstand. De uit- en inspoeling van aluminium, ijzer en humus wordt podzolering genoemd. Het leidt tot de karakteristieke uitspoelings- en inspoelingshorizonten (resp. A2- en B2-horizont) in podzolgronden. Wanneer men het effect van podzolering over het gehele bodemprofiel bekijkt, verzuurt de bodem pas als organische anionen met aluminium, ijzer en basen uitspoelen naar het grondwater. Terzijde zij opgemerkt, dat menselijke beïnvloeding in de vorm van strooiselroof en dergelijke niet noodzakelijk is om het podzoleringsproces en de daarmee gepaard gaande pH-daling op gang te brengen. Dit wordt soms ten onrechte in de literatuur beweerd (Ulrich, 1983a; Van den Burg, 1983).

De zuurproductie ten gevolge van de dissociatie van organische anionen kan worden gekwantificeerd op basis van de uitspoeling van organische anionen. Deze uitspoeling kan worden bepaald door de flux van het bodemwater en de concentratie aan organische anionen te meten. Dit laatste is echter niet eenvoudig en in de praktijk schrijft men daarom het verschil in concentratie aan kationen en anionen (indien aanwezig) aan uitspoeling van organische anionen toe. Literatuurwaarden voor de uitspoeling van organische anionen wijzen op een  $\text{H}^+$ -productie van 0,1-0,7 kmol  $\text{ha}^{-1}\text{j}^{-1}$  (Ulrich & Matzner, 1983; Van Breemen et al., 1984b).

De natuurlijke verzuring in podzolgronden kan ook worden geschat op basis van de podzolering die in het verleden heeft plaatsgevonden. Zoals we bij de ontkalking hebben besproken, kan dit worden geschat door het gehalte aan verweerbare kationen in de bovengrond (A- en B-horizont) te vergelijken met het gehalte in het onveranderde moedermateriaal (C-horizont). Tevens moet worden geschat hoe lang de vertering geduurd heeft. In de literatuur zijn hierover slechts zeer weinig gegevens bekend. Daarom hebben we voor dit doel de chemische samenstelling van zes podzolprofielen geanalyseerd en wel vier humuspodzolgronden en twee moderpodzolgronden. De profielen zijn alle afkomstig uit natuurterreinen die ook in het verleden weinig of niet door de mens zijn beïnvloed door bemesting of houtoogst. De monsters van de humuspodzolgronden komen uit een gebied met een homogene bodemopbouw. De bodemopbouw van de moderpodzolgronden is echter tamelijk heterogeen. Op deze gronden is

de schatting daarom vrij ruw, aangezien de oorspronkelijke samenstelling van onder- en bovengrond hier niet precies aan elkaar gelijk hoeft te zijn. De gemiddelde zuurproductie die op deze wijze geschat is, varieert van 0,1 tot 0,9 kmol  $\text{ha}^{-1}\text{j}^{-1}$ . Hierbij zijn we ervan uitgegaan, dat de podzolering ongeveer 10.000 jaar geleden begonnen is. Tevens hebben we correcties gemaakt voor verschillen in dichtheid en humusgehalte van onder- en bovengrond (Breeuwsma en De Vries, 1984). De aldus verkregen waarden komen zeer goed overeen met die welke verkregen worden op basis van de uitspoeling aan organische anionen.

#### 4 Bodemverzuring door bosbouw

Het kappen van bos en de afvoer van hout beïnvloeden de bodemverzuring. Kappen betekent een radicale verstoring van de elementenkringloop. Hierbij is sprake van twee verschillende effecten die beide tot verzuring leiden.

Ten eerste worden als gevolg van kappen de ionen die door de vegetatie zijn opgenomen, permanent uit de bodem verwijderd. Wanneer men de stikstofhoudende ionen (zoals  $\text{NH}_4^+$  en  $\text{NO}_3^-$ ) buiten beschouwing laat, worden er meer kationen dan anionen opgenomen. De verwijdering van dit kationenoverschot leidt tot een nettozuurproductie. Stikstof dient niet te worden meegerekend, omdat de accumulatie van dit element in de biomassa op onbemeste gronden geen invloed heeft op de consumptie of produktie van zuur in de bodem. Van nature bevat een grond namelijk geen stikstof. Alle stikstof die in biomassa (organische stof, vegetatie) accumuleert, is dan ook uiteindelijk afkomstig uit de atmosfeer en bij luchtstikstofbinding worden geen  $\text{H}^+$ -ionen uitgewisseld (De Vries & Breeuwsma, 1984). Het transport van stikstof uit organische stof naar vegetatie is slechts een interne transformatie van stikstof in biomassa. Hierbij wordt netto evenmin zuur geproduceerd. De vorm waarin stikstof wordt gemineraliseerd en opgenomen, heeft hierop geen invloed. Wanneer stikstof vrijkomt als  $\text{NH}_4^+$  wordt er zuur geconsumeerd, maar bij opname van  $\text{NH}_4^+$  wordt zuur geproduceerd. Voor  $\text{NO}_3^-$  geldt het omgekeerde. In beide gevallen is het netto-effect nihil.

In de literatuur wordt herhaaldelijk tegen bovengestand principe gezondigd. Veelal wordt bij de berekening van de zuurproductie als gevolg van ionenopname met een bepaalde  $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ -verhouding gewerkt (Nilsson, 1983). De fout die men hierbij maakt, is dat men in feite alleen de opname in beschouwing neemt. Dit zou alleen juist zijn wanneer  $\text{NH}_4^+$  en  $\text{NO}_3^-$  als mineralen in de bodem aanwezig waren. Hierdoor komt men tot (veel) te hoge schattingen van de verzuring als gevolg van bosbouw. Een vergelijkbare fout wordt gemaakt, wanneer de zuurproductie die het gevolg is van

de ophoping van een strooisellaag, berekend wordt op basis van de vorm waarin stikstof is opgenomen (Ulrich et al., 1979; Verstraten, 1982). Theorieën over de verzuring van gronden zijn eveneens onjuist voor zover bovengenoemde denkfout eraan ten grondslag ligt (Ulrich, 1983a; Van den Burg, 1983).

De verzuring die het gevolg is van de verwijdering van biomassa, kan men schatten op basis van de groeisnelheid en de chemische samenstelling van de vegetatie (bomen). Hierbij mag men uiteraard alleen het deel van de boom betrekken dat werkelijk uit het bos wordt verwijderd. In de praktijk betreft dit hoofdzakelijk de stam. De meeste literatuurwaarden hebben echter betrekking op het kationenoverschot dat in de stam, de takken en de wortels accumuleert. Aldus verkregen waarden voor de  $H^+$ -productie variëren van 0,5 tot 2,0  $kmol\ ha^{-1}j^{-1}$  (Ulrich & Matzner, 1983; Van Breemen et al., 1984b). Dit is echter een overschatting. In het algemeen bedraagt de verzuring ten gevolge van het verwijderen van boomstammen niet meer dan 0,5 à 0,6  $kmol\ ha^{-1}j^{-1}$  (Ulrich, 1983a).

Het tweede effect van kappen is, dat de mineralisatie van ionen de opname sterk overtreft (de kringloop is doorbroken). Dit is echter slechts een tijdelijk effect, aangezien de hergroei van het bos in het algemeen vrij snel is. Voor zover er echter sprake is van nettomineralisatie kan dit tot een sterke  $H^+$ -productie leiden, aangezien organische stof meer stikstof en zwavel dan kationen bevat. Vermoedelijk treden dit soort tijdelijke effecten ook op bij sterke veranderingen in klimaat- en weersomstandigheden (Ulrich, 1983a). Bij dit tijdelijke effect beïnvloedt stikstof de zuurproductie. De verzuring treedt niet op, wanneer de nitrificatie (oxydatie van  $NH_4^+$  tot  $NO_3^-$ ) sterk wordt geremd. Hoewel de snelheid van het nitrificatieproces bij lage pH-waarden afneemt, is het veelal ook in zure bosgronden snel genoeg om al het ammonium dat bij de mineralisatie vrijkomt, om te zetten in nitraat (Likens et al., 1969; Van Breemen et al., 1982, 1984a, b, c).

De zuurproductie als gevolg van mineralisatie kan men schatten met een aanvoer-afvoer-balans van kationen en anionen in de strooisellaag. Gegevens van een ontbossingsexperiment in Hubbard Brook in New Hampshire waar de ondergroei kunstmatig door herbiciden werd onderdrukt, wijzen op een  $H^+$ -productie van ongeveer 6  $kmol\ ha^{-1}j^{-1}$  (Van Breemen et al., 1984b). Wanneer na het kappen opnieuw wordt geplant, is de verzuring door nettomineralisatie van zeer korte duur en vrijwel verwaarloosbaar ten opzichte van het permanente effect van de verwijdering van biomassa (onttrekking van kationen uit de bodem). Wanneer de grond na kappen echter lang braak zou blijven liggen, kan het tijdelijke mineralisatie-effect van enig belang zijn. Overigens ontstaat in dit geval binnen één à

anderhalf jaar een natuurlijke bodembedekkende begroeiing.

## 5 Bodemverzuring door zure regen

We hebben er reeds eerder op gewezen, dat de zure-regenproblematiek nauw samenhangt met de verontreiniging van de atmosfeer met zwavel- en stikstofverbindingen ( $SO_2$ ,  $NO_x$ ,  $NH_3$ ). Oxydatie van deze verbindingen in de atmosfeer of in de bodem leidt tot de vorming van zwavelzuur en salpeterzuur. Deze zuurproductie wordt in de bodem gecompenseerd voor zover het gevormde sulfaat en nitraat gereduceerd of opgenomen worden. In het eerste geval wordt de atmosfeer opnieuw met potentieel zure gassen verrijkt ( $N_2$ ,  $H_2S$ ,  $SO_2$ ). Het netto-effect van de openvolgende oxydatie en reductie is nihil wat zuurproductie of -consumptie betreft. In het tweede geval worden de potentieel zure zwavel- en stikstofgassen in organische vorm opgeslagen en deze inbouw in biomassa gaat evenmin met een netto- $H^+$ -overdracht gepaard (De Vries & Breeuwsma, 1984). Uit het voorgaande volgt, dat de potentiële zuurproductie ten gevolge van atmosferische depositie kan worden geschat op basis van de veronderstelling, dat al het gevormde sulfaat en nitraat uitspoelt naar het grondwater (geen opname en/of reductie). Bij de berekening behoeft dan alleen met de aanvoer van de verzurende stoffen te worden gerekend waarbij kan worden aangenomen, dat de depositie van 1 mol  $NO_x$  en/of  $NH_3$  overeenkomt met 1 mol  $H^+$  en de depositie van 1 mol  $SO_2$  en/of  $NH_4^+$  met 2 mol  $H^+$ . Van Aalst (1984) schat de gemiddelde potentiële zuurdepositie voor Nederland op ongeveer 6,0  $kmol\ ha^{-1}j^{-1}$ . Hiervan is ongeveer  $\frac{1}{3}$  natte depositie (2,1  $kmol\ ha^{-1}j^{-1}$ ) en  $\frac{2}{3}$  droge depositie (3,9  $kmol\ ha^{-1}j^{-1}$ ). De natte depositie is geschat op basis van de chemische samenstelling van het regenwater en de gemeten neerslaghoeveelheden. Overigens kan hiervan ook een goede indicatie worden verkregen door de depositie van  $H^+$  te vermeerderen met tweemaal de depositie van  $NH_4^+$ . De redenering hierbij is, dat  $NH_4^+$  ontstaat door neutralisatie van zwavelzuur en salpeterzuur in het wolken- of regenwater en dat bij de nitrificatie in de bodem dit zuur weer vrijkomt. Van Aalst (1984) heeft de droge depositie geschat uit gemeten concentraties van  $SO_2$ ,  $NO_x$  en  $NH_3$ , en waarden van de zogenaamde depositiesnelheid.

Op de meeste bosgronden liggen de  $H^+$ -deposities waarschijnlijk hoger dan 6,0  $kmol\ ha^{-1}j^{-1}$ , omdat bomen als efficiënte filters fungeren voor de gasvormige zuurvormers  $SO_2$ ,  $NO_x$  en  $NH_3$ . Onderzoek van Van Breemen et al. (1982) wijst erop, dat deze gassen op het bladerdak worden omgezet in ammoniumsulfaat (en ammoniumnitraat). Het gehalte aan  $SO_4^{2-}$ ,  $NO_3^-$

en  $\text{NH}_4^+$  in de regen die door de kruin en langs de stam onder de boom valt (doorval), is dan ook veel hoger dan van de regen die elders valt. De doorval bevat zowel natte als droge depositie. Men spreekt dan ook wel van interceptie-depositie. Deze is niet gelijk aan de totale depositie, omdat de samenstelling van de doorval beïnvloed wordt door processen aan het bladoppervlak, zoals opname en uitloging van elementen (Ulrich, 1983b).

De potentiële zuurdepositie kan worden geschat door het gehalte aan  $\text{H}^+$  in de neerslag op te tellen bij tweemaal de depositie van  $\text{NH}_4^+$  in de doorval. Aldus verkregen waarden variëren van 5,6 tot 7,1  $\text{kmol ha}^{-1}\text{j}^{-1}$  voor bosgronden in Hackfort, Gelderland (Van Breemen et al., 1984a, b). Deze waarden vormen waarschijnlijk nog een onderschatting, aangezien een deel van het ammonium door de vegetatie kan zijn opgenomen.

De actuele zuurproductie in de bodem ten gevolge van zure regen kunnen we schatten, wanneer niet alleen de aanvoer maar ook de afvoer van ionen in ogenschouw wordt genomen. De afvoer wordt, zoals gezegd, sterk bepaald door opname- en reductieprocessen. Voor stikstof zijn deze in het algemeen belangrijker dan voor zwavel. Uit metingen van Van Breemen et al. (1984a, b) blijkt, dat  $\text{SO}_2$  in het algemeen voor 100% verzuring werkt en  $\text{NO}_2$  en  $\text{NH}_3$  voor 0 tot 80%. Van Breemen et al. (1984a) schatten de actuele  $\text{H}^+$ -productie in de bosgronden van Hackfort op 2,7 tot 6,3  $\text{kmol ha}^{-1}\text{j}^{-1}$ . De  $\text{H}^+$ -productie ten gevolge van zure regen schatten zij in de kalkrijke bosgronden van Castricum op 2,2 à 2,3  $\text{kmol ha}^{-1}\text{j}^{-1}$  (Van Breemen et al., 1984b). De relatief lage waarden zijn waarschijnlijk in hoofdzaak het gevolg van de geringe bijdrage van ammoniak aan de verzuring op deze plaats. Aannemende dat hier sprake is van een ondergrens, kunnen we de actuele  $\text{H}^+$ -productie in bosgronden schatten op 2,0 tot 6,5  $\text{kmol ha}^{-1}\text{j}^{-1}$ . Ulrich & Matzner (1983) hebben in West-Duitsland (Soling) overeenkomstige waarden gevonden.

Tabel 2 Zuurproductie ( $\text{H}^+$ -productie in  $\text{kmol ha}^{-1}\text{j}^{-1}$ ) door natuurlijke oorzaken, bosbouw en zure regen.

natuurlijke oorzaken		bosbouw	zure regen
kalkrijke gronden	kalkloze gronden		
7,5-20	0,1-0,9	0,5-0,6	2,0-6,5

Tabel 2 toont een overzicht van de zuurproductie die door de verschillende zuurbronnen veroorzaakt wordt. Hierbij zijn we uitgegaan van een bosbeheer waarbij men geen biomassa in de vorm van takken of strooisel verwijdert. Tevens hebben we het tijdelijke effect van mineralisatie na het kappen verwaarloosd ten opzichte van het permanente effect. Uit tabel 2 blijkt, dat het

aandeel van zure regen in de zuurproductie in kalkrijke gronden relatief gering is (10-45%) en in kalkloze gronden (podzolgronden) relatief hoog (60-90%).

## 6 Conclusies

Natuurlijke bodemverzuring wordt hoofdzakelijk veroorzaakt door de dissociatie van  $\text{CO}_2$  en organische zuren (zwakke zuren) die in de bodem gevormd worden door de aanwezigheid van  $\text{CO}_2$  in de atmosfeer. De verzuring kunnen we kwantificeren op basis van de uitspoeling aan  $\text{HCO}_3^-$  of  $\text{RCOO}^-$  en door de gehalten aan kationen in de ondergrond en de bovengrond met elkaar te vergelijken. Op kalkrijke gronden liggen de waarden voor natuurlijke verzuring veel hoger (7,5-20  $\text{kmol ha}^{-1}\text{j}^{-1}$ ) dan op kalkloze gronden (0,1-0,9  $\text{kmol ha}^{-1}\text{j}^{-1}$ ). In het laatste geval is de invloed op de pH echter groter vanwege de lage buffercapaciteit van deze gronden. Verwijdering van vegetatie leidt tot bodemverzuring, doordat meer niet-stikstofhoudende kationen dan anionen aan de bodem onttrokken worden. Het is daarom van belang de verwijdering van biomassa in de vorm van strooisel en takken zoveel mogelijk te beperken. Wanneer alleen de boomstam wordt verwijderd, is de onttrekking aan kationen vrij gering (ca. 0,5  $\text{kmol ha}^{-1}\text{j}^{-1}$ ). Tevens is het aan te bevelen om de grond na kappen niet lang onbegroeid te laten liggen, omdat de netto-mineralisatie in dit geval tijdelijk tot een sterke toename van de verzuring kan leiden (tot ca. 6  $\text{kmol ha}^{-1}\text{j}^{-1}$ ).

Zure regen leidt tot zuurproductie in de bodem voor zover  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$  en  $\text{NH}_3$  geoxydeerd worden tot sulfaat en nitraat en deze stoffen vervolgens niet meer door vegetatie worden opgenomen of gereduceerd. Schattingen van de  $\text{H}^+$ -productie variëren van 2,0 tot 6,5  $\text{kmol ha}^{-1}\text{j}^{-1}$ , afhankelijk van verschillen in brutodepositie en de verzurende werking van de stikstofverbindingen ( $\text{NH}_3$  en  $\text{NO}_x$ ). Als we deze waarden vergelijken met die welke door natuurlijke verzuring en het bosbeheer worden veroorzaakt, zien we dat het aandeel van zure regen in de  $\text{H}^+$ -productie relatief gering is in kalkrijke gronden (10-45%) en hoog tot zeer hoog in kalkloze gronden (60-90%).

## Naschrift

De auteurs danken ir. K. R. van Lynden voor de discussies en het kritisch doorlezen van dit artikel.

## Literatuur

- Aalst, R. M. van. 1984. Verzuring door atmosferische depositie; atmosferische processen en depositie. Nota van het Ministerie van Landbouw en Visserij en het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer. Publikatiereeks Milieubeheer nr. 84-2, 76 blz.

- Alexander, H., 1961. Introduction to soil micromorphology. Wiley, New York.
- Bache, B. W., 1980. The acidification of soils. In: T. C. Hutchinson & M. Havas (ed.), Effects on acid precipitation on terrestrial ecosystems. Plenum Press, New York, p. 183-202.
- Boer, W. M. J. den & H. Bastiaens, 1984. Verzuring door atmosferische depositie; effecten van verzuring op vegetatie. Nota van het Ministerie van Landbouw en Visserij en het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer. Publikatiereeks Milieubeheer nr. 84-2, 82 blz.
- Breemen, N. van. 1975. Acidification and deacidification of coastal plain soils as a result of periodic flooding. Proc. Soil Sci. Soc. Am. 39: 1153-1157.
- Breemen, N. van et al., 1982. Soil acidification from atmospheric ammonium sulphate in forest canopy throughfall. Nature 299: 548-550.
- Breemen, N. van, J. Mulder & C. T. Driscoll, 1984a. Acidification and alkalisation of soils. Plant and Soil 75: 283-308.
- Breemen, N. van, C. T. Driscoll & J. Mulder, 1984b. The role of acidic deposition and internal proton sources in acidification of soils and waters. Nature 307: 599-604.
- Breemen, N. van, C. T. Driscoll & J. Mulder, 1984c. Atmosferische depositie en verzuring van bodem en water. Ned. Bosbouw tijdschr. 56 (4): 97-103.
- Breeuwsma, A. & W. de Vries, 1984. Gevolgen van de zure regen voor de bodem. 2 Aandeel in de bodemverzuring in Nederland. Rapport Stichting voor Bodemkartering, Wageningen, nr. 1787, 64 blz.
- Brinkman, R., 1970. Ferrollysis, a hydromorphic soil forming process. Geoderma 3: 199-209.
- Burg, J. van den, 1982. Wordt de vitaliteit van het Nederlandse bos bedreigd door zure regen en luchtverontreiniging. Bosbouwvoorlichting 21 (7): 3-5.
- Burg, J. van den, 1983. Zure depositie en luchtverontreiniging - hun betekenis voor het bos. Ned. Bosbouw tijdschr. 55 (11/12): 371-379.
- Edelman, C. H. & L. A. H. de Smet, 1951. Over de ontkalking van de Dollardklei. Boer en Spade 4: 104-114.
- Krug, E. C. & C. R. Frink, 1983. Acid rain on acid soil: a new perspective. Science 221: 520-525.
- Likens, G. E., F. H. Bormann & N. M. Johnson, 1969. Nitrification: importance to nutrient losses from a cutover forested ecosystem. Science 163: 1205-1206.
- Mellanby, K., 1983. Acid precipitation and the Black Forest. Nature 304: 486.
- Nilsson, S. I., 1983. Effects on soil chemistry as a consequence of proton input. In: B. Ulrich & J. Pankrath (ed.), Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. D. Reidel, Dordrecht, p. 105-111.
- Rosenquist, I. Th., P. Jørgenson & H. Rueslatten, 1980. The importance of natural H<sup>+</sup> production for acidity in soil and water. In: D. Drablos & A. Tollan (ed), Ecological impact of acids precipitation. SNSF Project, Oslo, p. 240-241.
- Stuyfzand, P. J., 1984. Effecten van vegetatie en luchtverontreiniging op de grondwaterkwaliteit in kalkrijke duinen bij Castricum. H<sub>2</sub>O 17 (8): 152-159.
- Ulrich, B., 1980. Production and consumption of hydrogen ions in the ecosphere. In: T. C. Hutchinson & M. Havas (ed), Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystems. Plenum Press, New York, p. 255-282.
- Ulrich, B., 1983a. A concept of forest ecosystem stability and of acid depositions as driving force for destabilization of air pollutants in forest ecosystems. Reidel, Dordrecht, p. 1-29.
- Ulrich, B., 1983b. Interactions of forest canopies with atmospheric constituents: SO<sub>2</sub>, alkali and earth alkali cations and chloride. In: B. Ulrich & J. Pankrath (ed.), Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. Reidel, Dordrecht, p. 33-45.
- Ulrich, B. & E. Matzner, 1983. Abiotische Folgewirkungen der weiträumigen Ausbreitung von Luftverunreinigungen; Umweltforschungsplan des Bundesministers des Innern. Luftreinhaltung. Forschungsbericht 10402615, BRD.
- Ulrich, B., Mayer & P. K. Khanna, 1979. Die Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, Band 58, 291 blz.
- Verstraten, J. M. 1982. De bodem als bufferend systeem tegen verzuring. Inaugurele rede Universiteit van Amsterdam, 18 oktober 1982, 15 blz.
- Vries, W. de & A. Breeuwsma, 1984. Gevolgen van de zure regen voor de bodem. 1 Oorzaken van bodemverzuring, Rapport Stichting voor Bodemkartering, Wageningen, nr. 1786.
- Wit, C. T. de, W. Dijkshoorn & J. C. Noggle, 1963. Ionic balance and growth of plants. Versl. landbouw. Onderzoeken 69/15.